

# 中国退化生态系统研究



中国科学技术出版社

Digitized by the Internet Archive  
in 2011 with funding from  
Institute of Botany, CAS and Internet Archive

<http://www.archive.org/details/zhongguotuihuash00chen>

## 内 容 简 介

长期受人为活动的影响，人类所赖以生存的大自然发生了剧烈的变化，原有的自然生态系统失去了原有面貌，改变了它们的结构和功能。这种退化生态系统是当今各国所要着力整治的对象。

本书从退化生态系统的组成、结构、动态、功能及生物生产力等众多方面，按各自然带分类进行了论述，提出了一些概念、含义、现有的研究成果和整治的理论与方法，目的是通过这些经验和理论的初步总结，为恢复生态学（Restoration ecology）在我国的发展建立基础。

本书内容大都出自作者亲身实践，以资对农、林、牧各业的人员有所借鉴，也为各级政府部门在建设各地的优良的生态系统中有所得益。

本书适合于生态学、保护生物学以及农、林、牧、副各业的工作者及大专院校教师参考。

## **北京市海岸文化服务中心**

地址：北京香山南辛村 20，邮编：100093

电话：010-62591500 传真：010-67659524

e-mail：[wanghai@caf.forestry.ac.cn](mailto:wanghai@caf.forestry.ac.cn)

## **WANHAI BOOKS**

20, Nanxincun, Xiangshan

Beijing, 100 093, P. R. China

Tel: + 86-10-62591500 Fax: + 86-10-67659524

e-mail：[wanghai@caf.forestry.ac.cn](mailto:wanghai@caf.forestry.ac.cn)

# 中国退化生态系统研究

## Studies on degraded ecosystems in China

主 编：陈灵芝

陈伟烈

副主编：韩兴国

贺金生



中国科学技术出版社

1995·北京

中科院植物所图书馆



S0003394

2020

(京)新登字 175 号  
图书在版编目 (CIP) 数据

中国退化生态系统研究 / 陈灵芝, 陈伟烈 . —北京: 中国科学技术出版社, 1995  
ISBN 7-5046-2163-3

- I. 中…
- II. ①陈…②陈…
- III. 中国-研究-退化-系统
- IV. Q14-53

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (95) 第 00145 号

中国科学技术出版社出版  
北京海淀区白石桥路 32 号 邮政编码: 100081  
北京海岸文化服务中心协助出版发行  
北京南辛村 20 号 邮政编码: 100093  
兵器工业出版社印刷厂印刷

\* \* \*

开本: 787×1092 毫米 1/16 印张: 16 字数: 400 千字  
1995 年 12 月第一版 1995 年 12 月第一次印刷  
印数: 1—1000 定价: 49.00 元

## 目 录

前言 .....	陈灵芝 (1)
1. 生态演替理论与退化生态系统的恢复和重建 .....	韩兴国 (1)
2. 我国退化生态系统的现状 .....	陈伟烈 (16)
3. 中国退化生态系统的类型及其成因 .....	陈灵芝 (24)
4. 中国亚热带地区的退化生态系统：类型、分布、结构特征及恢复途径 .....	贺金生，陈伟烈 (61)
5. 中国南亚热带退化生态系统的恢复和重建 .....	彭少麟 (94)
6. 中亚热带红壤退化现状、机制及对策——以赣东北余江县低丘红壤为例 .....	王明珠 (114)
7. 中国温带森林退化生态系统及恢复途径 .....	陈灵芝 (143)
8. 中国西南亚高山森林生态系统退化趋势和防治对策 .....	刘照光，陈庆恒 (165)
9. 中国温带草原生态系统的退化与恢复重建 .....	李永宏，陈佐忠 (186)
10. 中国的荒漠及荒漠草原退化生态系统 .....	李述刚，程心俊，刘速 (195)
11. 中国浅水湖泊退化生态系统 .....	谢平，崔奕波，陈宜瑜 (221)
12. 矿业废弃地恢复生态学的理论与实践 .....	蒋高明 (234)

## CONTENTS

Preface .....	Chen Lingzhi (1)
1. Theories of ecological succession for the restoration and rehabilitaion of degraded ecosystems .....	Han Xingguo (1)
2. The status of ecosystems degradation in China .....	Chen Weilie (16)
3. Types of degraded ecosystems in China and their resulting factors .....	Chen Linzhi (24)
4. The degraded ecosystems in subtropical China: their types, distribution, structure characteristics and approaches to their recovery .....	He Jinsheng and Chen Weilie (61)
5. The restoration and rehabilitation of the degraded ecosystems in the southern part of subtropical China .....	Peng Shaolin (94)
6. Degradation status and mechanisms of red soil in the middle subtropics in China and their preventing strategies—a case study on red soil in hills of Yujiang County of Jiangxi Province .....	Wang Mingzhu (114)
7. The degraded forest ecosystems in the temperate forest ecosystems and approaches to their recovery .....	Chen Lingzhi (143)
8. The degrading of subalpine forest ecosystems in the southwestern China and preventing strategies .....	Liu Zhaoguang and Chen Qingheng (165)
9. The degradation of grassland ecosystems in the temperate of China and their restoration and rehabilitation .....	Li Yonghong and Chen Zuozhong (186)
10. The degraded desert and deserted grassland ecosystems .....	Li Shugang, Cheng Xinjun and Liu Su (195)
11. Degraded shallow lake ecosystems in China .....	Xie Ping, Cui Yibo and Chen Yiyu (221)
12. Theories and Practice of the Reclamation of derelict mining land .....	Jiang Gaoming (234)

## 前 言

人口、资源、环境与经济持续发展一直是世界人民和各国首脑极为关注的问题。随着社会发展、人口的膨胀，人类面临着资源与环境的严重挑战。据 1992 年世界银行报告，目前世界人口为 53 亿，每年还以人口 9300 万速度增加，在 1990—2030 年间世界人口将增加 37 亿。长期以来，人类为了生存，从暂时利益出发，掠夺式地利用各类资源，特别是生物资源。因为生物资源对国民经济的贡献，往往未被包括在国民经济核算之内。人们就地取材，取而用之。中国有句俗语，“靠山吃山，靠水吃水”，主要指利用山地和水体中的自然资源。我国的人口增长速度很快，70 年代后实行计划生育政策后，人口增长率有所下降，但目前我国仍成为世界的人口大国，达 12 亿。新中国成立后我国经济有很大发展，但是膨大的人口所需要的粮食、能源等各种生活资料和工农业生产资料的发展仍然是国民经济发展中的重点。由此自觉和不自觉地造成了资源和环境问题，使大面积森林消失，草原退化，沼泽被垦，大面积水土流失，荒漠化加剧，水体、土壤及大气污染。

中国 21 世纪议程（1994）中指出“中国可持续发展建立在资源的可持续利用和良好的生态环境基础上。国家保护整个生命支持系统和生态系统的完整性，保护生物多样性，解决水土流失和荒漠化等重大生态环境问题；保护自然资源，保持资源的可持续供给能力，避免侵害脆弱的生态系统；发展森林和改善城乡生态环境；预防和控制环境破坏和污染，积极治理和恢复已遭破坏和污染的环境；同时积极参与保护全球环境、生态方面的国际合作活动”。

生物多样性保护也是国际上关注的重大环境问题。联合国对生物多样性定义是“生物多样性是指所有来源的形式式生物体，这些来源除包括陆地、海洋和水生生态系统及其所构成的生态综合体；还包括物种内部、物种之间和生态系统的多样性”。物种多样性、遗传多样性与生态系统多样性紧密相关。生态系统是由生物物体和它们无生命环境所组成的相互作用的动态复合体。不同生态系统是由不同物种及其生境所构成。物种内部的遗传多样性是与物种分布地生境不同而引起的变异有关。因此保护整个地球生命支持系统、生态系统完整性以及生物多样性，生态系统是一个问题的不同尺度和不同方面。

中国国土辽阔，地跨温带、亚热带和热带三大气候带，它们各自又能区分为三个亚带。中国东部濒临太平洋，西南受印度洋季风影响，从东部沿海至内陆腹地，湿度变化极为明显。中国境内山地纵横，山体高度不一，由于复杂多变的自然地理因素的影响，使中国具极为丰富的陆生生态系统。中国内陆江河众多，是世界上内陆水域丰富的国家之一。全国大、小湖泊约 24,800 多个，遍及全国各地，形成类型繁多的淡水生态系统，根据目前对湿地的定义凡退潮期间水位在 6m 以下者称之为湿地，那么目前大部分湖泊、江河及沼泽可称之为湿地生态系统。中国海域跨暖温带、亚热带和热带海域，海岸线长，海岸滩涂和大陆架面积广阔，具有多种多样的海岸和海洋生态系统。中国的多种多样的陆生生态系统和水生生态系统是地球生物圈的重要组成部分，也就是地球上的生命支持系统。生态系统通常以植被类型命名，中国生态系统类型十分复杂。中国大陆东南部由北向南，不同气候带的地带性顶极生态系统依次分布着寒温带针叶林，中温带针叶与落叶阔叶混交林，暖温带落叶阔叶林，北亚

热带含有常绿成分的落叶阔叶林，中亚热带常绿阔叶林，南亚热带季风常绿阔叶林，北热带雨林和季雨林，南海诸岛屿珊瑚礁森林。由中国东部向西北内陆分布的地带性顶极生态系统有森林，草原和荒漠，草原生态系统根据水分条件和气温不同，又可区分为草甸草原、典型草原、荒漠草原和高寒草原。此外在高山和亚高山分布着垂直地带性的原生灌丛和冻原等等。这些十分丰富的顶极生态系统由于人口膨胀受到严重的破坏。在人类长期历史发展过程中，在林区周围、农牧结合地区和沼泽进行大面积垦荒或发展其他人工植被。同时由于基本建设规模不断扩大，大片农田，草原又变为城市、厂矿或道路。原始森林大面积减少，并被分隔成片断，还受到不同程度的干扰，片断化的森林及在林中生存的生物物种处于濒临灭绝的境地。与人类未开发的五千年以前相比，中国的原始森林有 80% 已经消失。现有森林覆盖率为 12.98%，其中包括大量人工林、灌木林和幼林。森林由于人类砍伐，开垦、火灾等人为和自然因素的影响转变为低生产力的灌丛和草地。我国草原面积辽阔，是我国重要的畜牧业基地，由于草原过牧超载，已有 30% 草原生态系统呈现退化现象，产草量在 80 年代比 60 年代下降 30—50%，载畜量也大大下降，草原的盐碱化、沙化现象严重。我国的荒漠生态系统几经大垦荒，无节制地挖掘利用荒漠经济植物，过牧，采樵，滥肆捕杀荒漠野生有蹄类动物，造成业已处于十分脆弱境地的荒漠生态系统遭受严重破坏，引起风蚀流沙，石质戈壁化和次生盐碱化等。由于陆地生态系统的破坏，导致环境恶化，水土流失日趋严重，水土流失总面积达 126 万—150 万 km<sup>2</sup>，大量肥沃土壤流入江、河、水库，导致江湖变浅，水道阻塞。

淡水生态系统也由于盲目围湖造田，缩小了湖泊面积，减少了水生生物的生存地。在湖泊通江港道，修建水闸，致使江、湖阻隔，使汛期与旱季的水位大起大落，既破坏了水生生态系统的稳定性，也妨碍江、湖之间物质和能量的正常交换，还对鱼类的洄游、觅食、育肥和繁殖有深刻影响，使鱼的种类减少。又加以不适当采用小网格鱼网捕鱼，更造成鱼类小型化，以低质鱼为多。还为了取得渔业丰收大量饲养草鱼。使水生植物的种类也日趋贫乏。破坏了淡水生态系统的生态平衡。海洋生物资源的开发和利用同样面临着资源衰退的严重问题。近年来一些海域富营养化加重，赤潮灾害增多，对养殖业产生严重影响，过度捕捞是近海渔业资源衰退更为重要原因，南海珊瑚礁和红树林也被大量开采、砍伐，使各类生物资源失去重要生存地。以上情况表明，我国陆生和水生生态系统都受到严重破坏，生态系统中的主要组成成分植物、动物、微生物群落处于退化状况，环境恶化，生物资源枯竭，某些生态系统及动、植物物种濒临灭绝的危险。因此退化生态系统的恢复和人工生态系统的组建，已成为目前迫切需要研究并付之行动的重大问题。这一问题解决，毫无疑问将有助于我国资源、环境问题的改善。

退化生态系统是与顶极生态系统（群落）相对而言，所谓顶极生态系统是指在没有人为干扰下，主要受气候条件的制约而形成。顶极（Climax）的观点最早由 Cowles (1989 年) 和 Clements (1916) 年正式提出。Clements 认为顶极群落是与当地气候条件相适应发展而成。因此一个地区只有一个顶极群落，称之为气候顶极或地带性顶极即单元顶极理论。随后人们发现在自然界处于同样气候条件，由于母岩、土壤及湿度条件差异可以构成与之相适应的顶极群落，在一地区的山地上，由于海拔高度不同而引起的水热条件的变异，特别是母岩、土壤、坡向、坡度及温度的差异存着相应的顶极群落，因此一个气候带内可以有多个顶极群落出现。最后 Whittaker 综合若干学者的观点提出多元顶极观点，已被广大生态学家所

接受。本书中所述的顶极生态系统是多元顶极的观点。有地带性顶极，土壤顶极及山地顶极。

在中国长期发展历史中，目前没有受过人为扰的原始的生态系统极少生存。现在所存在的顶极生态系统或地带性生态系统是相对而言。它们受过一定干扰，但已具有后期演替阶段的成分，在生态系统动态发展中已处于接近于顶极状态，若人类加以保护逐渐向顶极群落发展，它们在年龄上未达到成熟阶段。因此在本书中不称之为原始生态系统或顶极生态系统，而称之为原生性的生态系统。退化生态系统的形成是由于人类和自然灾害破坏了生态系统的原有特性，因此这类生态系统亦可称之为被损生态系统（Damaged ecosystem）。退化生态系统恢复的研究是以植被动态，植被演替为理论依据。演替是指一类生态系统（群落）被另一类生态系统（群落）所替代的过程。退化生态系统是指由于各种干扰破坏了顶极生态系统，使之退化，形成处于不同演替阶段的生态系统。例如森林砍伐后变为农田，农田弃荒后变成裸地，裸地一开始为一年生草本所占据，随着生境改善，出现多年生草本植物，因此裸地最早的先锋群落将是草地，它们逐渐被不同类别灌丛和多种多样森林所替代，逐渐恢复到原生性的森林。然而植物群落演替的速度是十分漫长的过程，若人类不断干扰，可能会停留在某一阶段，不能向前发展，或甚至向更恶化阶段退化。

人类为了经济发展的需要，毁坏顶极生态系统建立了大量的农田和人工经济植物种植园，这些人工生态系统受到人为严格控制，使它们保持在这一阶段，不断生产出人类所必需的粮食、蔬菜、水果、纤维、木材等。这些生态系统我们称之为受控生态系统（Controlled ecosystem），受控生态系统亦必须要科学的经营管理，才能使之保持高的生产力，若经营不当，亦会退化。

退化生态系统的恢复是十分复杂的理论与实践相结合的问题，受到国际上普遍关注。1987年Jorden W. R. 等主编了“Restoration Ecology”一书。Bradshaw A. D. (1993)发表了“Restoration Ecology as a Science”一文。确立了恢复生态学在退化生态系统恢复中的理论指导意义。在退化生态系统恢复研究中必须有基础理论、应用基础及应用研究几方面的结合。在基础理论方面着重阐明生态系统动态变化机制及其顺向或逆向演替规律，系统退化原因，变化速度，稳定性分析等。对各演替阶段的生态系统的种类组成、结构特别是主要物种的种群生态学，如土壤种子库、种子发芽率及其存活、种群年龄结构、动态等方面的研究，对阐明生态系统动态变化具有重要意义。生态系统中生物之间相互关系的研究，如竞争、授粉、种子传播、寄生、腐生以及互惠共生，特别是植物与菌根相互关系的阐明，是退化生态系统恢复过程中极为重要问题，以便为人工组建生态系统提供可靠依据。退化生态系统功能研究是确定系统退化程度的又一重要方面，生态系统的恢复更重要的恢复生态系统的功能，使系统能自我维持，并达到改善环境的作用。生态系统的退化常伴随着它的组分土壤退化，土层厚度，土壤有机质及无机元素等理化特性以及土栖生物及调落物的分解都将影响退化生态系统恢复的进程。气候、地形、母岩等自然背景值的研究同样是必不可缺的。

退化生态系统的恢复如何实现，决定于对恢复概念的理解。对恢复有广义和狭义的理解。狭义的恢复是指系统恢复成原来的面貌，即未受任何干扰前原始状态。对狭义的恢复有两种不同观点，一种认为由于干扰后的各种生境及时代变迁，要完全复制成原始生态系统是不可能的。另一种观点是通过对某些热带雨林残存树种的保护，认为恢复为原始状态的生态系统是有可能的。作者认为生态系统向顺向恢复是有可能的，但是要完全复制原始状况是很

困难的。因为随着时间、空间的变化，自然条件也在不断发生变化，在人为保护下可以恢复为近于原始状态的森林。此外，能否恢复为原始状态还要视干扰的程度而定。若只受轻度干扰，恢复为原始状态是有可能的。对于干扰严重的生态系统而言，因为各种环境因子都在发生变化，只须恢复成与当地环境因子协调发展的生态系统即可认之为恢复，也就是处于演替后期阶段的群落，我们称为原生性生态系统。原生性生态系统对维护当地生态平衡，水土保持，生物多样性保护最为重要，是能否解决资源与环境问题的关键。广义的恢复则认为终止退化生态系统进一步退化，即可称之为恢复，作者认为这种广义恢复的概念亦应被接受。众所周知，在一个区域内即使是森林地区，人类为了生存与发展，必须有各种土地利用方式。人们需要一定面积农田、果园、牧场、森林以及城镇、道路、生活设施，其中有相当面积为受控生态系统，对这类生态系统人们不可能让它们恢复成原始生态系统，除非这些受控生态系统生产力极低，环境破坏十分严重，人们无法得到更高产量而不得不废弃之，成为弃荒地。对这些受控生态系统采取合理经营措施可以防止退化，提高生产力，减少水土流失，这对环境改善也有重要作用，在一定程度上亦可以认为是广义的恢复。在中国森林地区大面积为退化灌丛所占据。人们不可能有很大的经济实力把宜林地全部植树造林，造林后加强抚育更是造林成功的保证，这就须有一定的投入。因此人工造林只能有计划地逐渐进行，大面积灌丛应予以保护，因此，中止灌丛退化是恢复的第一步。在退化生态系统恢复和人工生态系统组建中所通常采取的途径有封山育林，人工促进天然更新，合理林业经营措施，围栏育草，划圈轮牧，适时割草，调正放牧强度及合理载畜量等。人工林、人工灌木林、混农林业，人工草地等营造也是重要的恢复途径。这些措施的采用都必须以生态学理论为指导，制订周密的试验方案，进行综合研究。野外细致观察，精确测定，理论的检验、试验方案的修正，新技术、新方法的应用，生态效益，经济效益和社会效益的核算都是必不可缺的，由此才可获得最佳恢复效果和可靠的科学数据，做到知其然，并知其所以然。恢复生态学从综合性、整体性出发，把生态学理论应用到实践中，利用生态学各分支学科的知识，建立高功能的生态系统，将为持续利用生物资源和环境质量的改善服务。

退化生态系统恢复研究在我国起步较晚，大部分工作在 90 年代才正式立项，但过去在植被生态学研究方面有不少积累，特别是 60 年代在南亚热带结合荒山造林已开始了这方面的研究，几十年的实践已取得良好的结果。但由于条件所限，从理论上深入阐明退化生态系统恢复机制是很不够，有待于继续研究。本书仅从退化生态系统现状、类型及恢复对策加以叙述。由于处于初始阶段，内容不够全面，仅起到抛砖引玉之效，错误之处在所难免，望前辈及各位同行不吝赐教，随着研究深入，深信我国生态学工作者将为恢复生态学的发展作出应有贡献。

陈灵芝

1995 年 5 月 11 日

# 1 生态演替理论与退化生态系统的恢复和重建

韩兴国

(中国科学院植物研究所, 北京 100093)

生态演替 (Ecological succession) 是一个基本的生态学概念。Odum (1969) 将生态演替同能量传递和物质循环看成是生态系统功能过程的重要组成部分。因此, 关于植物群落随时间的推移而发生变化的现象 (即演替), 特别是群落变化的规律性 (Regularity) 和方向性 (Directionality) (Gorham 等, 1979) 一直是生态学家争论的焦点。对于生态演替理论的理解不仅有助于我们对自然生态系统和人工生态系统进行有效地控制和管理 (Luken, 1990), 而且是退化生态系统恢复和重建的理论基础。本文讨论了生态演替过程的机制和影响生态演替的因素。强调指出, 群落演替过程中生物之间的互惠关系同植物之间的竞争作用起着同等重要的作用。生物之间的相互作用是影响资源有效性和资源比率的重要因素, 这一假设将以磷素在森林生态系统中的循环和生物之间的互惠共生关系为例进行阐述。在此基础上, 作者提出了如何利用生态演替理论指导退化生态系统恢复和重建的几点建议。

## 1. 生态演替及影响生态演替的因素

### 1.1 生态演替理论

McIntosh (1981) 和 Miles (1987) 对演替理论的形成和发展历史进行过非常细致的描述。虽然人类很早就认识到植被演替的现象, 但真正对生态演替进行科学与系统研究则始于 19 世纪末期。William M. Davis (Davis, 1899) 可以被认为是研究植被演替理论的先驱。不过, 他所研究的问题主要集中于自然景观的发展与变化, 是非植被的动态过程。Henry C. Cowles (Cowles, 1899) 将 Davis 的“地理循环”概念应用于沙丘植被的动态过程研究之中, 对演替理论的早期发展起到了开拓性的作用。

Cowles 和许多 20 世纪初期的植物学家 (如 Cooper, 1926) 对演替理论的形成和发展都曾作出了不可磨灭的贡献, 而 Clements (1916) 第一个对植被演替理论进行了综合性的论述。他认为, 演替是一个高度有序且可以预测的过程。通过演替, 群落最终都要发展成为完全由当地气候所决定的顶极植被群落。他将驱动演替发展的过程分为: 立地裸露 (Nudation, 指从未有过生物的天然裸地或由干扰所造成的一部分或完全裸露的空旷地); 先锋生物迁入 (Migration); 适应新环境条件的先锋物种的定居 (Ecesis); 定居后的生物由于受资源的限制而发生竞争作用 (Competition), 进一步淘汰一些竞争力弱的生物; 此后, 最先进入的生物由于改变环境条件而进一步影响和改变物种生存的能力, 使那些更适应此时此地环境条件的物种得以侵入 (即 Reaction)。其结果是一个群落被另一个群落所替代。

同 Clements 相反, Henry A. Gleason (Gleason, 1917; 1926; 1927) 则认为, 群落并非是一有机实体, 物种的个体行为和随机过程才是演替发生的主导原因。他认为, 群落只是具有相似环境条件耐性的植物个体的随机组合而已。而 Tansley (1935) 则认为, 并非某个地区所有植被最终都形成相同的顶极类型。许多局部因素, 如土壤类型和地理位置, 也可导致

形成与地区性气候条件相异的顶极群落类型。最后, Whittaker (1953) 在 Clements 和 Gleason 的观点基础上提出了所谓的“多元顶极学说”。

Cowles (1899) 曾对美国密执安湖沙丘植被的演替过程进行过描述。60 年后, Olsen (1958) 又对该处进行了重新研究, 并建立了多重演替途径的理论框架。Olsen 认为, 演替的发展方向主要取决于引发演替的环境因子类型和性质。这同 Cooper (1926) 关于演替多途径的观点是一致的。由于演替过程存在所谓的多途径现象, 演替过程中, 在不同生境条件下的同一群落类型则随时间的推移在群落组成物种多样性和群落结构等方面可能更加相似, 这一现象称为演替的趋同性 (Convergence) (Inouye 和 Tilman, 1988; Facelli 和 D'Angela, 1990; Myster 和 Pickett, 1988; Grubb, 1986)。但是, 不同地点的同一群落类型也可能随时间的变化变得更加不同, 这种现象称为演替的趋异性 (Divergence) (Kohyama, 1984; Facelli 和 Pickett, 1991; Gill 和 Marks, 1991; Peet, 1992)。演替过程多途径的现象在有关原生演替系列 (Londo, 1974; Clark 和 Patterson, 1985; Matthews, 1979) 和次生演替系列 (Miles, 1987; Abrams 等, 1985; Webb 等, 1972; Cattelino 等, 1979) 中皆有报道。这一观点已经得到了许多生态学家的认可 (Drury 和 Nisbert, 1973, Cattelino et al. 1979; Glenn-Lewin 等, 1992)。

Odum (1969) 和 Whittaker (1975) 曾将正向演替过程中群落的特征和生态系统的某些功能过程的变化趋势进行过总结。例如, 随着演替的进行, 群落中物种的多样性、群落复杂性、生物量和群落稳定性逐渐提高。反之, 由于人为干扰和破坏, 群落发生逆向演替, 即生态系统的退化。在发生逆向演替的群落中, 其物种一般由个体较小, 生活周期短, 繁殖速度较快的 r-对策物种组成, 而且物种组成简单, 食物链变短; 养分输入和输出不平衡, 资源利用效率降低; 群落呼吸增强。因此, 退化生态系统的恢复和重建在一定意义上可以看成是通过人为的手段和措施使已经或正在发生逆向演替的群落改变演替轨迹, 从而使群落向正演替方向发展的过程。

## 1.2 影响生态演替的因素

对于演替过程发生的机制有许多种不同的描述、评论和解释 (McIntosh, 1980; Glenn-Lewin 等, 1992)。邬建国等 (1990) 对主要的生态学演替理论与模型作了详细的评述。他们将关于生态演替过程及机制的主要理论和模型归纳为九个基本学说。即: ①接力植物区系学说 (Relay floristics hypothesis, Eagler, 1954); ②初始植物区系组成学说 (Initial floristic composition hypothesis, Egler, 1954); ③Connell-Slatyer 三重机制学说 (C-S hypothesis, Connell 和 Slatyer, 1977); ④生活史对策演替学说 (Life history strategy hypothesis, Grime, 1977, 1979); ⑤资源比率学说 (Resource ratio hypothesis, Tilman, 1985); ⑥Odum-Margelef 生态系统发展理论 (Margelef, 1963, 1968; Odum, 1969); ⑦McMahon 系统概念模型 (McMahon, 1980, 1981); ⑧变化镶嵌体稳态学说 (Shifting mosaic steady state hypothesis, Bormann 和 Likens, 1979); ⑨演替的尺度等级系统观点 (Allen 和 Starr, 1982; Pickett, 1976; Pickett 等, 1987)。虽然生态学家试图寻求一个既能解释观察到的植物和动物群落发生变化的现象, 又能预测某个特定环境条件下群落变化方向的一般性假设, 但对于演替的机制仍然没有达成共识。实际上, 对于生态演替不同假说的争论从未停止过 (Finegan, 1984; Huston 和 Smith, 1987; Walker 和 Chapin, 1987)。现在许多人认为, 解释植物群落发生变化的假说的可靠性主要取决于引起演替发生的干扰类型 (Pickett 等, 1987)。在

没有耕作过的皆伐森林生态系统中，初始植物区系组成可能是决定生态演替模型的最主要因素。在这样的生态系统中，如果土壤肥力没有严重下降，土壤种子库没有被全部毁坏，那么种子和幼苗仍然在演替过程中起重要的作用。退化生态系统的恢复过程较短。反之，如果对一片森林进行皆伐，然后再耕种，多年后废弃，演替格局则会截然不同。在这种受人为干扰特别严重的地方，土壤肥力严重下降、土壤种子库中原来优势种的存活种子太少、地表裸露且水土流失严重，这样的地方将不利于原来森林树种的种子发芽，而一些先锋种的自然变化过程 (Autogenic change)，如促进 (Facilitation)、忍耐 (Tolerance) 和抑制 (Inhibition) 将使最初的恶劣环境条件发生变化，而使得具有演替后期特点的物种逐渐增加其优势度 (Connell 和 Slatyer, 1977)。这需要很长的恢复过程。许多生态学家认为，种内和种间竞争是决定演替系列 (Successional sere) 中哪个群落占优势的主要原因 (Salisbury, 1929; Grime, 1974, 1979; Diamond, 1975; Pickett, 1976; Wiens, 1977; Pyke 等, 1977; Tilman, 1985; Grubb, 1976; Huston 和 Smith, 1987)。废弃地中物种组成成分随时间的变化即是资源竞争的结果。有些假说，如接力植物区系假说，认为群落中的植物总是不停地对不断变化的资源进行竞争，竞争的胜者就变为优势种 (Connell 和 Slatyer, 1977)。但一定时间后，某个物种在群落中的优势度不断下降。因为新进入的物种本身也不断地改变资源的有效性，从而为更适于新环境条件的物种铺路。而初始植物区系组成假说则认为，群落演替不仅仅是由于原来群落对环境的改变，而是取决于哪个物种或个体最先占据已经存在的有效资源 (Egler, 1954)。虽然接力植物区系学说和初始植物组成学说有些不同，但两者都特别强调了竞争在演替中的作用。

生态学者之所以特别强调竞争在演替中的作用，是因为几乎所有关于生态演替的研究都是以植物为主。如果我们的参照系统将高等动物亦包括在内，互惠共生作用 (Mutualism) 1、保护作用、生物传播体的扩散等在调节生态系统的结构和功能方面则显而易见 (Boucher, 1982)。如果我们的参照系统将某个系统内的低等生物也包括在内，那么，我们不得不承认，互惠关系，特别是共生互惠关系 (Symbiotic mutualism) 也是影响群落演替的重要因素 (Odum 和 Biever, 1984)。当研究互惠共生关系在演替中的作用时，一般要涉及到土壤中的微生物区系。由于土壤微生物区系的分类研究较植物困难得多，因此，它们在演替中的作用往往被忽视。其结果是限制了我们对植被动态变化规律的认识和理解 (Cromack, 1981; Rich, 1984)。

有些生态学者也强调了土壤微生物对生态系统结构和功能的影响。例如，Boucher (1982) 曾把植物与根瘤菌和菌根真菌的关系称为互惠共生关系。然而，他们都没有将生态系统中的分解者包括在互惠共生关系中。尽管生态学家将生产者 (植物和光合细菌)、消费者 (动物) 和分解者 (土壤动物、细菌、真菌) 看作是生态系统中的三大组成部分，但是，到目前为止，在有关生物相互关系的综述中，还没有人把植物和分解者的关系看成是互惠共生关系。

本文作者认为，植物、动物和土壤分解者之间的互惠共生关系和植物之间的竞争都是影响演替过程的重要因素。特别是植物和分解者之间的关系，是决定土壤养分资源比率、养分元素可利用性的重要因素。资源比率的变化最终可以导致群落物种组成成分的变化，换言之，资源比率决定群落的演替过程。根据这一原理，在退化生态系统的恢复和重建过程中有目的地人为改变土壤中元素的组成，即养分资源比率，对于控制演替方向是非常重要的。

## 2. 资源比率假说和生态演替

### 2.1 资源比率假说

Tilman (1985) 提出的资源比率假说认为资源控制生物区系，生物反过来改变其赖以生存的环境条件。该假说可以看作是对 Redfield 关于海洋生态系统中化学元素比率理论的扩展。Redfield (1958) 总结了许多有关浮游生物的化学成分和海洋环境中养分含量关系的研究资料，并得出关于海水化学组成和大气中氢氧的含量是由生物总体控制的理论。他关于海水中碳、氧、氢和磷的含量是由海洋中生物的总体所控制的观点形成了现在被称为“Redfield 比率”的化学计量学模型 (Stoichiometric model) (Bolin 等, 1983)。

Tilman (1985) 认为“资源比率假说”可以用来解释植物演替。这里所说的资源是指那些可以被生物“消费”的生态因子。养分、水分可以被生物消费，所以它们是资源。光被一种植物吸收后，别的植物就不能利用，所以光是资源。有限的空间被一种生物占据后，别的生物不能占据，所以空间也是资源。温度、湿度和酸碱度等不能被消费，所以它们不是资源。该假说强调在演替过程中，生态系统中各种营养元素之间的比率受物种的影响不断发生变化。演替过程中某一时间各种有效资源的总体影响群落的物种组成。简言之，“资源比率假说”认为：某个限制因子（如土壤资源和光照）的有效性随时间的变化将使得在某个特定资源比率下具有较强竞争力的物种的相对丰度提高 (Tilman, 1985)。在 Tilman 演替模型中，氮素通常被认为是演替过程的首要限制资源。Vitousek 和 White (1981) 也强调了氮素演替初级阶段的重要性。因为氮素的限制作用，具有固氮能力的物种在演替初级阶段可以占相当的比重。随着系统中氮素含量的不断提高，群落的郁闭度不断提高，而穿透到下层的光照逐渐减少。在这一阶段，具有较强光照竞争力的物种逐渐增加。在演替系列中某个物种的出现取决于土壤 N 的有效性和光照两个梯度的综合作用。

为进一步说明资源比率对于群落演替的影响，我们将以原生演替和次生演替为例，并结合生物进化阐述之。

### 2.2 原生演替与资源比率

起始于原来没有群落占据过的地方的演替称为原生演替。发生于不同基质上的原生演替的文献很多。例如，河流三角洲地区 (Rejmanek 等, 1987); 海滨 (Cramer 和 Hylebonn, 1987); 盐沼淤积物 (Clark 和 Patterson, 1985); 火山沉积 (Halpenn 等, 1990; Whittaker 等, 1989); 沙丘 (Cowles, 1899; van Dorp 等, 1985); 冰川前沿 (Cooper, 1939; Matthews, 1979); 滑坡地或发生山崩的地方 (Wood 和 del Moral, 1987; Guariguata, 1990); 花岗岩表面 (Shure 和 Ragsdale, 1977); 煤矿废渣 (Glenn-Lewin, 1979; Wagner 等, 1978; Titlyanova 和 Mironycheva-Tokareva, 1990); 废弃采矿场 (Borgegard, 1990); 泥炭地 (Sjord, 1980); 珊瑚礁 (Harris 等, 1984)。必须注意，为了区分同原生演替的不同，人们一般将起始于曾经被生物占据过的地方的演替称为次生演替。然而，原生演替和次生演替的划分相当困难。实际上，原生演替和次生演替往往形成连续的系列，而演替的类型主要是由引发演替的干扰因子的特征和持续时间等决定的 (Walker 和 Chapin, 1987)。例如，河流三角洲和盐沼可以被认为是原生演替的实例。但是，这样的地方往往是上游信息、传播体和有机质的接受者。因此，它们又可以认为是次生演替。

互惠共生关系导致养分资源有效性增加的观点可解释始自裸露岩石的初生演替。在这种

情况下,占据岩石表面的苔藓、地衣和其它低等植物是先锋分解者碳源的主要提供者。Bolin 等(1983)认为,资源比率的变化可能是陆地生态系统进化的普遍规律。因为,碳水化合物的形成也是土壤发育必不可少的条件。在碳素进入到生态系统中后,下一步就是共生和自生固氮微生物的固氮作用。由于磷和硫是固氮过程中不可缺少的元素,固氮的速率将随着硫和磷有效性的降低而下降,这时,硫和磷是限制生态演替的发展的元素。有些微生物可以通过分泌代谢过程的中间产物(如有机酸),而使土壤矿物中无效态的磷和硫溶解度增大,从而加速演替过程(Han 1995, Han 和 Jordan 1995)。由于微生物活性的进一步加强,群落的生物量也因氮素的积累而逐渐增加。随着时间的推移,森林的冠层郁闭,透光性减弱,植物的组成变得更复杂,这时,生态系统中各种生物之间的相互作用成为生态系统稳定性维持的重要机制。Tilman (1985, 1986)认为光和空间是演替后期生物量进一步提高的主要因素。

### 2.3 次生演替和资源比率

在贫瘠的土壤中(如热带和亚热带的氧化土),碳、氮、硫、磷的有效性依次限制演替进程。在有些情况下,这些限制因素通过植物和微生物的互惠共生关系被逐一克服。在有机质含量极低的土壤中,碳是第一个限制因子。而在废弃地上,限制演替的元素首先是氮,其次是硫和磷。在风化程度相对较低的土壤中,硫和磷的有效性相对较高。因此,限制演替的因素首先氮,然后则是光照,并非硫和磷。Tilman (1985)研究的结果正是如此。在土壤风化程度很高的土壤中,当氮不再是限制因子时,硫和磷应该是限制演替的因子,最后才是光照。要克服氮素的限制作用,固氮生物的出现是必不可少的。由于高等植物和固氮菌之间的互惠共生关系以及通过降水和干沉降的外界投入,氮的限制被克服。这充分说明了互惠共生关系在演替中的作用。当硫和磷变为限制因素后,硫的限制作用比磷容易克服。因为在有机质中大多数的 S 通过 C-S 键同碳原子结合,有机质分解过程中碳和这些结合态的 S 同时放出。然而, P 则是通过酯键和碳原子结合,磷的释放是由于酶的作用(Kucey, 1983; Stewart 等, 1983; Han 1995)。另外,降水中硫的浓度比磷高,并且硫不易被土壤吸附和固定(Kinjo 和 Pratt, 1971),所以,它的有效性在一般的土壤中都较高。

图 1A 表示高度风化、营养贫瘠的生态系统中元素积累速度和时间的函数关系。由此可以看出,碳、氮、硫、磷在演替过程中的积累格局(图 1B)。C, N, S, P 比率的变化可参见图 2。就元素的总量而言,碳总是最多,因为植物组织中的含碳量(浓度)要比 N, S, P 高得多。碳仅在演替过程的初级阶段是限制因素,随之而来的是 N, 最后才是 S 和 P。图 2 中每种元素曲线的拐点表示此时该元素已经不是限制演替进行的因子。当最后 P 不再是限制因子时,理论上光照是限制因子。这一过程可能要持续几百年,甚至上千年。随着时间的推移,P 又重新变为限制因子(Walker, 1965)。

### 2.4 生物进化和资源比率的关系

为了充分说明资源比率与群落演替的关系,我们可以从更大的时间和空间尺度讨论养分资源比率对生物进化的影响。由于生物的进化,现在地球上生物同过去的生物是不同的。有些物种已经灭绝,同时,由于基因重组、突变和自然选择的结果,新的物种不断产生。这样,不同的物种获得养分资源的方式和养分的吸收速率则因物种而异。而物种之间的这些差异导致了物种间竞争养分资源能力的不同。这就是生态位分化(Niche differentiation)的理论基础。生态位分化理论可以用来预测和解释物种之间的竞争、地理分布和演替的方向性。

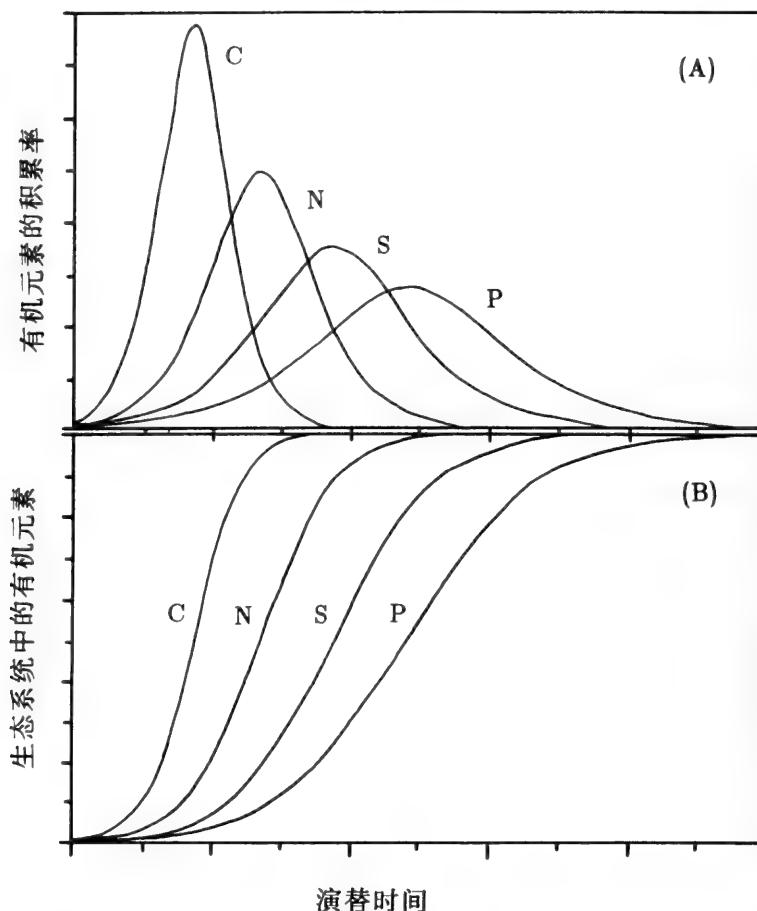


图1 高度风化、营养贫瘠的生态系统中元素积累速度和时间的函数关系 (1A)  
以及碳、氮、硫、磷在演替过程中的积累格局 (1B)

(Reiners, 1986)。地球上物种数目和种类的变化也导致了生物地球化学循环和生物进化过程的变化。

在厌氧原核生物进化过程中，碳是第一个优势化学元素。最原始的异养生物在厌氧条件下通过糖酵解 (Glycolysis) 取得碳源，而自养生物则直接利用大气中的二氧化碳合成还原态的有机化合物，如单糖。有的植物在进化过程中可以不通过与固氮菌形成共生关系而直接利用大气中的氮 (Margulis, 1970)。随着生物进化时间的延续，特别是遗传机制的进化，生物的代谢加快。其结果是导致生物体内由于合成反应而竞争非稳定的化合物，代谢途径中也逐渐增加当今地球上的生物所具有的光合磷酸化作用。一般来说，具有利用某些必需元素（特别是磷和硫）来进行基因复制和磷酸化的物种是竞争中的优胜者。在生命进化过程中，结合到有机化合物中的无机元素的顺序应该首先是碳，其次是氮和硫，而最后才是磷。随着每种元素逐渐加入到生物圈中，资源比率不断发生变化。因此，物种进化的机会也发生变化。所以，C、N、S、P 比率不仅影响群落演替，对整个生命的进化过程的影响也是如此。

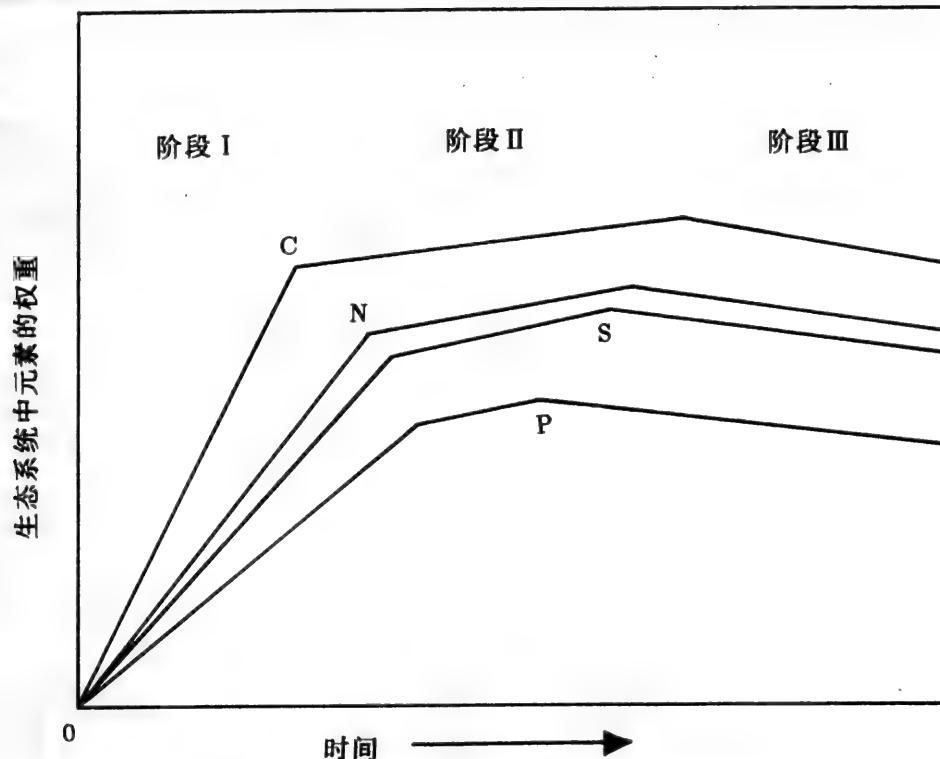


图2 生态系统演替过程中碳、氮、硫、磷比率的变化

### 3. 演替过程中生物之间的互惠关系对资源有效性和资源比率的影响——以磷为例

#### 3.1 磷素循环的典型模式

图3是磷素在森林生态系统中循环过程的典型模式。首先，植物吸收土壤中的无机磷，然后传递运输到植物的茎和叶。磷素在植物的叶片中同其它化合物作用，并形成如DNA, RNA、磷脂及拟磷脂等更复杂的化合物。部分这类化合物或通过根系分泌到土壤中，或由叶片通过淋洗作用而排放到植物体之外。这些释放的含磷化合物为微生物提供部分能量和养分。植物可能被大型食草动物、昆虫和土壤生物（如线虫）捕食。当动植物死亡后，动物残体、植物枯枝落叶或植物脱落的死亡根系成为土壤有机质的组成成分。许多土壤动物（如蚯蚓、线虫、线蚓）对动植物残体的分解起重要的作用，但土壤微生物在有机质的分解过程中起着更重要的作用。

有机质中的氮和部分硫通过共价键同碳原子相连（即 C-N 和 C-S 键）。这些共价键的断裂将释放土壤微生物所需的能量，从而伴随着氮和硫的释放。这一过程称为“生物矿化作用 (Biological mineralization)”。生物矿化作用在自然生态系统中已经得到证明，因为在有机物的矿化过程中，碳和氮的释放是一致的 (McGill 和 Cole, 1981; McGill 等, 1975)。同氮素不同，磷和有些硫原子则是通过酯键，而不是共价键，同碳原子结合（即 C-O-P, C-O-S）。由于细胞膜外酶的作用，这些酯键即发生断裂，从而使磷和硫转化成无机态而释放到土壤中，被微生物和植物吸收。这一过程叫“生物化学矿化作用 (Bio-chemical mineralization)。

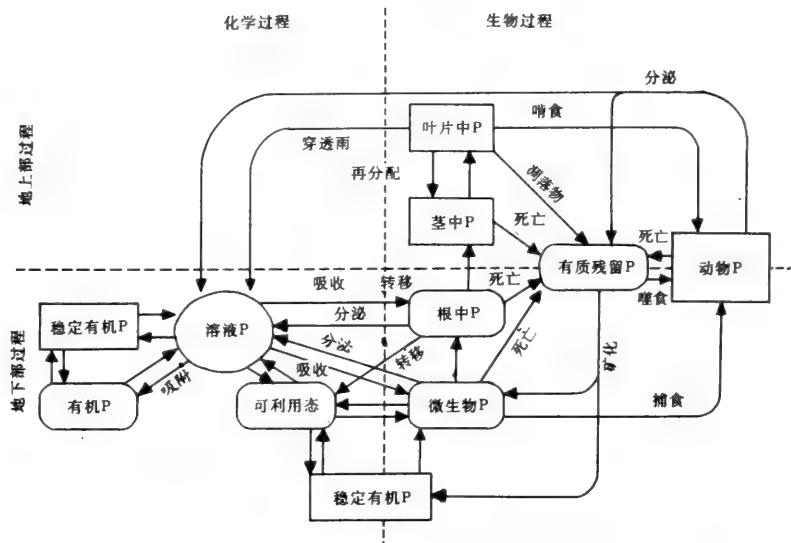


图3 森林生态系统中磷素循环的典型模式

生物矿化作用和生物化学矿化作用的区别在于，前者是由于土壤中的微生物对能量的需要而使得有机化合物发生矿化作用；而后者是微生物对磷和硫的需要所致。通过矿化作用，植物和微生物取得其所需的养分和能量。

土壤微生物还能直接分泌含磷化合物到土壤溶液中。例如，有些细菌能合成一些含磷蛋白（Anba等，1987）。在有菌根菌的情况下，磷会被直接传送到植物根系中。植物可直接吸收土壤中的可利用态磷。但是，微生物亦同植物竞争土壤中的有效磷。竞争的结果主要取决于植物和微生物群体的大小和其它环境条件。当能量（即有效性碳源）的供应大于养分时，微生物同植物的竞争最明显。然而，由于微生物能将部分土壤无效磷转化成有效态而使竞争强度减弱。有机残体中的有些磷将变为稳定的高分子有机化合物（即土壤腐殖质），这些高分子化合物只有在微生物作用下才能缓慢释放。土壤中的有效磷还可能通过淋溶（Leaching）进入附近水域，但总的淋溶损失量很少（Jordan，1985），因为土壤中的可溶性铁和铝，以及土壤颗粒表面的铁铝氢氧化合物很容易同磷反应而形成难溶性的磷酸盐（Fox 和 Searle，1978；Uehara 和 Gillman，1981；Bolin 等，1985）。

真菌和细菌能溶解无机磷和有机结合态的磷（Tate，1984；Thomas 等（1985）。自从Gerrestsen（1948）报道关于微生物对植物磷素吸收影响的研究以来，许多研究者对根际微生物分泌物与土壤中磷素的有效性进行了探讨。例如，Illmer 和 Schinner（1992）发现，从森林土壤中分离出的菌系具有溶解土壤难溶性磷的能力。关于微生物分泌物对土壤磷素有效性的影响可见图4。土壤微生物在有机质的分解过程中要产生大量的有机酸（如柠檬酸、苹果酸和草酸等）。在碱性条件下，有机酸放出的氢离子能直接溶解难溶性的磷酸盐（如磷酸钙），而有机酸根阴离子（用A表示）直接同土壤中的无机磷争夺吸附空间，从而减小无机磷的吸附强度。这一现象在酸性土壤中更为明显（Han 和 Jordan，1995）。另一方面，这些有机配位体离子还能同活性金属离子形成络合物，而使土壤吸附和固定磷的能力降低（Young 和 Bauche，1985）。不仅有机质分解过程中的中间产物能增加土壤中磷的有效性，

有机质本身也能同土壤中的铁和铝形成复合物。由于这些复合物能吸附大量的无机磷 (Kwong 和 Huang, 1978, 1979), 促使有机质-磷素复合物的形成, 从而减少土壤溶液中无机磷的浓度, 并且加快无效态无机磷的溶解。这样可使土壤溶液中的无机态有效磷和土壤中的无效磷处于动态平衡中。被有机质吸附的无机磷随植物对土壤中磷的吸收而源源不断地释放到土壤溶液中, 这也是在土壤有机质含量高的土壤中磷素有效性高原因之一。

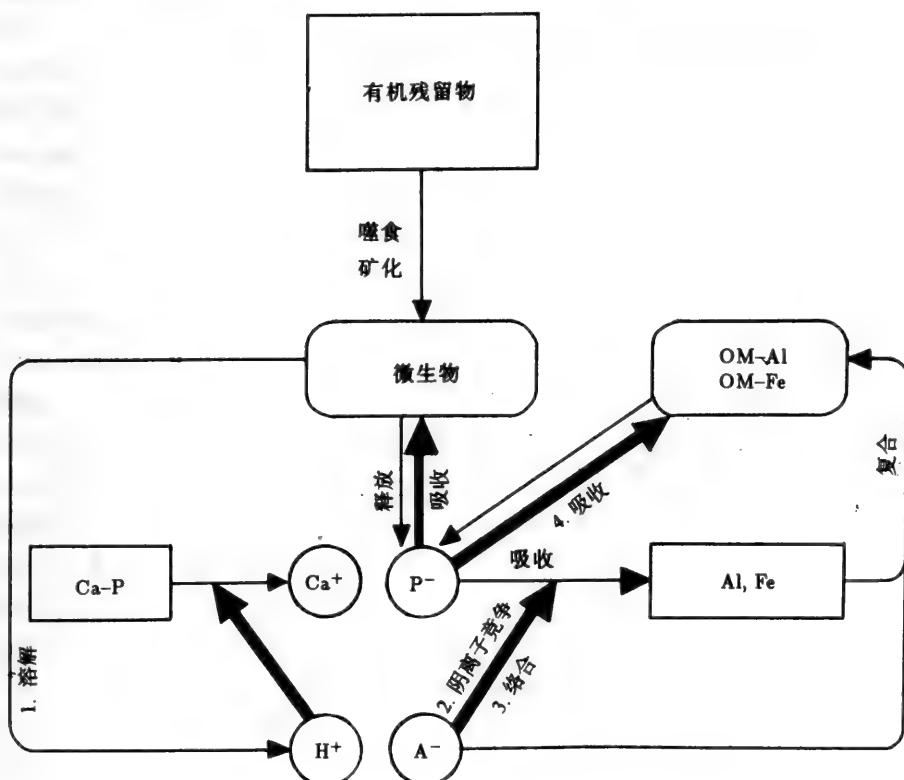


图 4 有机质分解过程中的中间产物对磷素有效性的影响

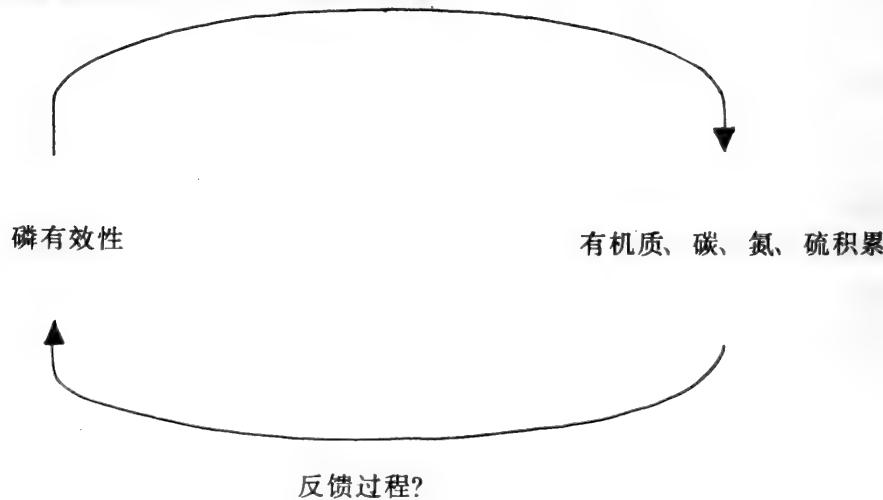
### 3.2 互惠共生关系对磷素有效性的影响

有机质的矿化是一个既有利于高等植物, 也有利于分解者的互惠共生关系的过程。正是由于有机物的矿化, 有机态的养分才能转化为可被植物吸收利用的无机态。在自然界中, 植物以吸收无机离子态的养分为主, 尽管也有少数植物能直接利用某些有机化合物(如氨基酸)。例如, Chapin 等 (1993) 首次报道生长在北极苔原的有鞘羊胡子草 (*Eriophorum vaginatum*) 体内 60% 的氮素来自有机质化合物。在养分的矿化过程中, 由于高等植物和微生物的相互作用, 植物取得其生长和发育所需要的养分元素(微生物本身也取得部分自己所需的养分物质), 而微生物则通过矿化(在有氧条件下以氧化为主, 而在厌氧条件下则通过嫌气代谢)有机质而获得其所需的能量和部分营养物质。

高等植物同分解者之间的关系可以说同高等植物和菌根菌的关系非常相似。所不同的是, 菌根菌同高等植物是结合在一起的, 而分解者并不一定同高等植物直接接触。按照 Boucher 等 (1982) 的分类方法, 植物与分解者的关系可认为是非共生互惠关系 (Nonsymbiotic mutualism)。酸性土壤中铁磷和铝磷以及碱性土壤中钙磷的溶解可以认为是互惠共生

关系的一部分。微生物的活动使土壤中的无效磷转化成为植物可以利用的有效磷，同时微生物本身在分解过程中取得能量和所需的养分，其结果是通过增加土壤有效磷的含量而使植物受惠。本文强调了高等植物和微生物之间由于互惠共生关系增加植物对磷的吸收和满足微生物对能量的需求。同理，植物（特别是豆科植物）和根瘤菌之间的互惠共生关系则在为植物提供氮素和磷素的同时，通过植物光合作用产物的分配而取得其生长和繁殖所必需的能量。

自养生物 (Autotrophs) 和异养生物 (Heterotrophs) 之间的相互关系可以看成是一个控制系统或反馈系统（见图 5）。自养生物通过利用大气和土壤中的碳、氧、氮、硫、磷等无机养分元素合成高分子有机化合物，并不断将这些物质以落叶、死根或根系分泌物的形式释放到系统中。这些含碳化合物可以作为微生物的能量来源，而微生物则通过生物、物理和化学过程将土壤中的无机磷溶解而贮存于系统内。通过生物过程，微生物将磷以微生物生物量的形式贮存起来，并逐渐缓慢释放到土壤溶液中。通过物理过程，微生物的活性能改变土壤的结构（增加土壤团粒结构），从而防止磷素的淋溶损失 (Elliot, 1986)。通过化学过程，微生物把与铁、铝和钙等金属元素结合态的难溶性含磷化合物溶解。Walker 和 Adams (1958) 认为，这些过程不仅决定土壤中有效磷的含量，也是决定土壤有机质积累的重要因素。在未受到干扰的森林生态系统中，由于磷在植物和土壤中的高效率的循环，整个生态系统只需较少量有效磷就能使整个功能过程正常运转。但是，当森林砍伐后，有机物分解过程释放的磷立即同活性很强的铁或铝结合而不能被植物吸收利用。因此，无机磷的溶解是整个植物群落积累生物量必不可少的条件 (Jordan, 1985)。当次生演替发生于风化程度很高的土壤上时，先锋种可能是禾本科杂草，因此，土壤表面的植物凋落物不多。当这些凋落物分解后，部分结合态的磷变为有效态，其结果是导致土壤肥力不断提高和生物量的进一步积累。生物量的积累最终导致土壤中可利用态的磷的逐渐积累，直到其它因素（如光照和空间）成为限制植物生产力进一步提高的因素。



1. 物理过程(Elliott 1986)
2. 化学过程(Kwong and Huang 1978)
3. 生物过程: 微生物贮藏

图 5 生态系统中碳、氮、硫的积累与磷素有效性之间的反馈作用

#### 4. 小结

影响生态系统演替方向的因素很多，在诸多影响生态系统演替的因素中，资源有效性和对资源需求的变化是影响演替过程的一个重要因素，也是影响生命进化过程的物质基础。碳素是限制起源于裸岩的原生演替的第一个限制资源。而在次生演替中，氮素首先是限制演替的因子，随之而来的是硫和磷，这在风化程度较低的土壤中尤为表现突出。而在风化程度较高的土壤基质上，磷素的有效性是限制演替的因子。演替过程中资源有效性的变化是植物和微生物共同影响的结果。微生物依赖自养生物获得其生长和繁殖所需要的能量，而自养生物依赖微生物供给养分。这种互惠共生关系是营养贫瘠的土壤中生态系统功能和演替调控的重要因素。互惠共生关系和竞争作用在演替过程中都是极为重要的。通过互惠共生关系，植物改变其赖以生存的资源。而资源的改变又通过反馈作用反过来影响依赖于此资源的植物群落。当一系列的这种相互关系发生于营养贫瘠的基质上时，资源的比率将按照一定的规律性发生改变，其结果将导致可以预测的植物群落的变化，即生态演替。

强调互惠共生关系与资源比率在演替中的作用对于指导退化生态系统的恢复和重建具有下列意义：

1. 退化生态系统的恢复与重建不仅是优势或关键植物种的恢复，还要注意互惠共生种的恢复。如果生态系统中缺少互惠共生物种，人为引进是必要的。例如，在人工种植针叶树种时，除了考虑立地的物理与化学因素外，还要考虑立地的生物学因素，特别是外生菌根真菌的存在与否。

2. 生态系统中互惠共生关系的改变可影响演替的发展方向。因此，在有些发生逆向演替的生态系统中，互惠共生关系的破坏可能是导致逆向演替的重要原因。例如，由于人类的干扰和破坏，分解者结构的变化将导致植物群落结构和组成的变化。

3. 人为改变某一资源的丰富度可影响资源的比率，从而影响演替的发展方向性。在营养贫瘠的低度风化的土壤中，氮素是影响群落演替的首要因素，适量使用无机氮素化肥或种植固氮豆科植物，对加快演替进程是非常重要的。而在风化程度较高的土壤中，磷素则是最先限制演替的因素。使用无机磷素化肥可在一定程度上改变土壤的磷素营养状况，从而加快正向演替过程，但是，在这样的土壤中磷素极易被土壤固定，使磷素的利用效率很低。在此种情况下，人为增加土壤中的有机质含量，如使用有机肥和种植适应贫瘠土壤的速生植物。土壤有机质含量的提高，可以提高微生物的活性，而逐渐改善土壤的磷素营养水平，加速退化生态系统的恢复和重建。

4. 外来物种的引入可能导致群落互惠共生关系的改变，从而影响群落的结构和组成。在进行退化生态系统的恢复过程中，有时要引进非本地种进行植被恢复。但是，由于外来种的作用，生态系统中的互惠共生关系将发生改变，进而影响土壤资源的有效性和群落的演替方向或速度。

致谢：作者诚挚地感谢王宽诚教育基金会的资助。陈灵芝先生多次仔细阅读本文的初稿，并且提出了许多建设性的意见，作者一并表示感谢。

#### 参 考 文 献

- [1] 邬建国, John L. Vankat, 高玮。1992。生态演替理论与模型。刘建国主编, 当代生态学博论。北京:中国科学技术出版社。

- [2] Abrams, M. P., D. G. Sprugel and D. I. Dickmann. 1985. Multiple successional pathways on recently disturbed jack pine sites in Michigan. *Forest Ecology and Management*, 10: 3–48
- [3] Allen, T. F. H. and T. B. Starr. 1982. *Hierarchy: Perspectives forecological complexity*. Chicago: The University Chicago Press
- [4] Anba, J. J. Páges, A. Bernanac and C. Lazdunski. 1987. New insights into the export machinery through studies on the synthesis of phosphate-binding protein in *Escherichia coli*. In *Phosphate metabolism and cellular regulation in microorganisms*, A. Torriani-Gorini, F. G. Rothman, S. Silver, A. Wright and E. Yagil, (eds.). Washington, D. C.: American Society of Microbiology. pp. 73–77
- [5] Bohn, H. L., B. L. McNeal and G. A. O'Connor. 1985. *Soil chemistry*. Wiley, New York
- [6] Bolin, B., P. J. Crutzen, P. M. Vitousek, R. G. Woodmansee, E. D. Goldberg and R. B. Cook. 1983. Interactions of biogeochemical cycles. In: *The major biogeochemical cycles and their interactions*. SCOPE 21. Chichester: Wiley. pp. 1–39
- Borggard, S.-Q. 1990. Vegetation development in abandoned gravel pits: effects of surrounding vegetation, substrate and regionality. *Journal of Vegetation Science*, 1: 675–682
- [7] Bormann, F. H. and G. E. Likens. 1979. *Pattern and processes in a forested ecosystem*. New York: Springer-Verlag
- [8] Boucher, D. H. 1982. The ecology of mutualism. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13: 315–347
- [9] Boucher, D. H. 1985. The biology of mutualism: ecology and evolution. London: Croon Helm
- [10] Cattelino, P. J., I. R. Noble, R. O. Slatyer and S. R. Kessell. 1979. Predicating the multiple pathways of plant succession. *Environmental Management*, 3: 41–50
- [11] Chapin III, F. S., L. Moilanen and K. Kielland. 1993. Preferential use of organic nitrogen for growth by a non-mycorrhizal arctic sedge. *Nature*, 361: 150–153
- [12] Clark, J. S., and W. A. Patterson III. 1985. The development of a tidal marsh: upland and oceanic influences. *Ecological Monographs*, 55: 189–217
- [13] Clements, E. E. 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Inst. Washington Pub. 242
- [14] Cloud, P. 1974. Evolution of ecosystems. *American Scientist*, 62: 54–66
- [15] Cole, C. V., G. S. Innis and J. W. B. Stewart. 1977. Simulation of phosphorus cycling in semi-arid grasslands. *Ecology*, 58: 1–15
- [16] Connell, J. H. and R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist*, 111: 1119–1144
- [17] Cooper, W. S. 1926. The fundamentals of vegetational change. *Ecology*, 7: 391–413
- Cooper, W. S. 1939. A fourth expedition to Glacier Bay, Alaska. *Ecology*, 20: 130–159
- [18] Cowles, H. C. 1899. The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. *Bot. Gazette*, 27: 95–117
- [19] Cramer, W. and H. Hyttelbonn. 1987. The separation of fluctuation and long-term change in vegetation dynamics of a rising seashore vegetation. *Vegetatio*, 69: 157–167
- [20] Cromack, K. 1981. Below-ground process in forest succession. In *Forest succession: concepts and application*, D. C. West, H. H. Shugart and D. B. Botkin, (eds.), Springer-Verlag: New York, pp. 361–373
- [21] Davis, W. M. 1899. The geographical cycle. *Geographical Journal*, 14: 481–504
- [22] Diamond, J. M. 1975. Assembly of species communities. In *Ecology and evolution of communities*, M. L. Cody and J. M. Diamond, (eds.), Harvard University Press: Cambridge. pp. 342–444.
- [23] Drury, W. H., and I. C. T. Nisbett. 1973. Succession. *Journal of Arnold Arboretum*, 54: 331–368
- [24] Egler, F. E. 1954. Vegetation science concepts: I. initial floristic composition: a factor in old field vegetation development. *Vegetatio*, 4: 412–417
- [25] Elliot, E. T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 50: 627–633
- [26] Facelli, J. M., and E. D'Angela. 1990. Directionality, convergence, and rate of change during early succession in the Inland Dampa, Argentina. *Journal of Vegetation Science*, 1: 255–260
- [27] Facelli, J. M., and S. T. A. Pickett. 1991. Plant litter, light interception and effects on an old-field plant community. *E-*

- cology, 72: 1024 – 1031
- [28]Finegan, B. 1984. Forest succession. *Nature*, 312: 109 – 114
- [29]Fox, R. L. and P. G. E. Searle. 1978. Phosphate adsorption by soils of the tropics. In *Diversity of soils in the tropics*, ASA Special Publication No. 34. American Society of Agronomy: Madison pp. 97 – 119
- [30]Gerretsen, F. C. 1948. The influence of microorganisms on phosphate intake by the plant. *Plant and Soil*, 1: 51 – 81
- [31]Gleason, H. A. 1917. The structure and development of the plant association. *Bull. Terrey Bot. Club*, 44: 463 – 481
- [32]Gleason, H. A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bull. Terrey Bot. Club*, 53: 1 – 20
- [33]Gleason, H. A. 1927. Further views of the succession concept. *Ecology*, 8: 299 – 320Glenn-Lewin, D. C. 1979. Natural revegetation of acid coal spoils in Southeast Iowa. In *Ecology and coal resources development*. Vol. 2. M. K. Wali, ed., New York: Pergamon Press. pp 568 – 575
- [34]Gill, D. S. , and P. L. Marks. 1991. Tree and shrub seedling colonization of old fields in central New York. *Ecological Monographs*, 61: 183 – 205
- [35]Glenn-Lewin, D. C. , R. K. Peet, and T. V. Veblen. 1992. Plant succession: theory and prediction, Chapman and Hall: London
- [36]Gorham, E. , P. M. Vitousek, and W. R. Reiners. 1979. The relation of chemical budgets over the course of terrestrial ecosystem succession. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10: 53 – 84.
- [37]Grime, J. P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*, 250: 26 – 31
- [38]Grime, J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*, 111: 1169 – 1194
- [39]Grime, J. P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. Wiley: New York
- [40]Grubb, P. J. 1986. The ecology of establishment. In *Ecology and Design in landscape*, A. D. Bradshaw, D. A. Goode and A. E. Thorpe, ( eds ), Blackwell Scientific Publications: Oxford
- [41]Guariguata, M. R. 1990. Land slide disturbance and forest regeneration in the Upper Luquilla Mountains of Puerto Rico. *Journal of Ecology*, 78: 814 – 832
- [42]Hall, J. B. 1971. Evolution of the prokaryotes. *Journal of Theoretical Biology*, 30: 429 – 454
- [43]Halpenn, C. B. , P. M. Frenzen, J. E. Means and J. F. Franklin. 1990. Plant succession in areas of scorched and blown-down forest after the 1980 eruption of Mount St. Helens, Washington. *Journal of Vegetation Science*, 1: 181 – 194
- [44]Han, X. G. 1995. Effect of organic matter on plant growth and phosphatase activity in a highly-weathered Ultisol. *Chinese Journal of Botany* 7 (1): 65 – 74.
- [45]Han, X. G. and C. F. Jordan. 1995. Mobilization of phosphorus by naturally occurring organic acids in Oxisols and Ultisols. *Pedosphere* 5 (4): 289 – 303.
- [46]Harris, L. G. , A. W. Ebeling, D. R. Laur and R. J. Rowley. 1984. Community recovery after storm damage: a case of fertilization in primary succession. *Science*, 224: 1336 – 1338
- [47]Huston, M. and T. Smith. 1987. Plant succession: life history and competition. *American Naturalist*, 130 – 168 – 198
- [48]Illmer, P. and F. Schinner. 1992. Solubilization of inorganic phosphates isolated from forest soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 24: 389 – 395
- [49]Inouye, R. S. and D. Tilman. 1988. Convergence and divergence of old field plant communities along experimental nitrogen gradients. *Ecology*, 69: 995 – 1004
- [50]Iversen, J. 1964. Retrogressive vegetational succession in the post-glacial. *Journal of Ecology*, 52(Suppl. ): 59 – 70
- [51]Jordan, C. F. 1985. Nutrient cycling in tropical forest ecosystems. Chichester: Wiley
- [52]Kinjo, T. and P. F. Pratt. 1971. Nitrate adsorption: II. competition with chloride, sulfate, and phosphate. *Soil Science Society of American Proceedings*, 35: 725 – 728
- [53]Kohyyama, T. 1984. Regeneration and coexistence of two Abies species dominating subalpine forests in central Japan. *Oecologia*, 62: 156 – 161
- [54]Kucey, R. M. N. 1983. Phosphate solubilizing bacteria and fungi in various cultivated and virgin Alberta soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 63: 671 – 678

- [55]Kwong, K. F. N. and P. M. Huang. 1978. Sorption of phosphate by hydrolytic reaction products of aluminum. *Nature*, 271: 336–338
- [56]Kwong, K. F. N. and P. M. Huang. 1979. Surface reactivity of aluminum hydroxides precipitated in the presence of low molecular weight organic acids. *Soil Science Society of American Journal*, 43: 1107–1113
- [57]Londo, G. 1974. Successive mapping of dune slack vegetation. *Vegetatio*, 29: 51–63
- [58]Lopez-Hernandez, D. and C. P. Burnham. 1979a. The covariace of phosphate sorption with other soil properties in some British and tropical soils. *Journal of Soil Science*, 25: 207–216
- [59]Luken, J. O. 1990. Directing ecological succession. London: Chapman and Hall
- [60]MacMahon, J. A. 1980. Ecosystem over-time: succession and other types of change. In *Forests: foresh perspectives from ecosystems analysis*. R. H. Warring, (ed.). Oregon State University Press: Corvalis. pp. 27–58
- [61]MacMahon, J. A. 1981. Successional processes: comparisons among biomes with special reference to probable roles of influence on animals. In *Forest succession: concepts and application*, D. C. West, H. H. Shugart and D. B. Botkin, (eds.), Springer-Verlag: New York. pp. 207–304
- [62]Margelef, R. 1963. On certain unifying principles in ecology. *American Naturalist*, 97: 357–374
- [63]Margelef, R. 1968. Perspectives in ecological theory. Chicago: University Chicago Press
- [64]Margulis, L. 1970. Origin of eukaryotic cells. New Haven: Yale University Press
- [65]McGill, W. B. and C. V. Cole. 1981. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. *Geoderma*, 26: 267–286
- [66]McGill, W. B., J. A. Shields and E. A. Paul. 1975. Relation between carbon and nitrogen turnover in soilorganic fractions of microbial origin. *Soil Biology & Biochemistry*, 7: 57–63
- [67]McIntosh, R. P. 1980. The relationship between succession and the recovery process in ecosystems. In *The recovery process in damaged ecosystems*, J. Cains, ed., Ann Arbor Scientific Publications: Ann Arbor: Michigan. pp. 11–62
- [68]McIntosh, R. P. 1981. Succession and ecological theory, in *Forest succession: concepts and application*, D. C. West, H. H. Shugart and D. B. Botkin, Eds., New York: Springer-Verlag
- [69]Miles, J. 1987. Vegetation succession: past and present perception, in *Colonization, succession, and stability*, A. J. Gray, M. J. Grawley and P. J. Edwards, Eds, Oxford: Blackwell Scientific Publications
- [70]Myster, R. W., and S. T. A. Pickett. 1988. Individualistic patterns of annuals and biennials in early successional oldfields. *Vegetatio*, 78: 53–60
- [71]Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 164: 262–270
- [72]Odum, E. P., and L. J. Biever. 1984. Resource quality, mutualism, and energy partitioning in food chains. *American Naturalist*, 124: 360–376
- [73]Olson, J. S. 1958. Rates of succession and soil changes on southern Lake Michigan sand dunes. *Bot. Gazette*, 119: 125–170
- [74]Peet, R. K. 1992. Community structure and ecosystem function. In *Plant succession: theory and prediction*, D. C. Glenn-Lewin, R. K. Peet and T. T. Veblen, eds., Chapman and Hall, London. pp. 103–149
- [75]Pickett, S. T. A. 1976. Succession: an evolutionary interpretation. *American Naturalist*, 110: 107–119
- [76]Pickett, S. T. A., S. L. Collins, and J. J. Armesto. 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. *Botanical Review*, 53: 335–371
- [77]Pyke, G. H., H. R. Pulliam and E. L. Charnov. 1977. Optimal foraging: a selective review of theory and tests. *Quarterly Review of Biology*, 51: 137–154
- [78]Redfield, A. C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *The American Scientist*, 46: 205–221
- [79]Reiners, W. A. 1986. Complementary models for ecosystems. *American Naturalist*, 127: 59–73
- [80]Rejmanek, M., C. E. Sasser and J. G. Grosslink. 1987. Modeling of vegetation dynamics in the Mississippi River deltaic plain. *Vegetation*, 69: 133–140
- [81]Rich, P. H. 1984. Trophic detrital interactions: vestiges of ecosystems evolution. *American Naturalist*, 123: 20–29

- [82]Salisbury, E. J. 1929. The biological equipment of species in relation to competition. *Journal of Ecology*, 17: 197–222
- [83]Shure, D. J., and H. L. Ragsdale. 1977. Patterns of primary succession on granite outcrop surfaces. *Ecology*, 58: 993–1006
- [84]Sjord, H. 1980. An arrangement of changes along gradients, with examples from successions in boreal peatland. *Vegetatio*, 43: 1–4
- [85]Stewart, J. W. B., C. V. Cole, and D. G. Maynard. 1983. Interactions of biogeochemical cycles in grassland ecosystems. In *The major biogeochemical cycles and their interactions (SCOPE 21)*, B. Bolin and R. B. Cook, eds., Wiley: Chichester. pp. 247–269
- [86]Swift, M. J., O. W. Heal, and J. M. Anderson. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. University of California Press, Berkeley: California
- [87]Tansley, A. G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, 16: 284–307
- [88]Tate, K. R. The biological transformation of P in soil. *Plant and Soil*, 26: 245–256
- [89]Thomas, G. V., M. V. Shantaram and N. Saraswathy. 1985. Occurrence and activity of phosphate-solubilizing fungi from coconut plantation soils. *Plant and Soil*, 87: 357–364
- [90]Tilman, D. 1985. The resource-ratio hypothesis of plant succession. *American Naturalist*, 827–852
- [91]Tilman, D. 1986. Evolution and differentiation in terrestrial plant communities: importance of the soil resource: light gradient. In *Community ecology*, J. Diamond and T. J. Case, eds., Harper and Row: New York. pp. 359–380
- [92]Titlyanova, A. A., and N. P. Mironycheva-Tokareva. 1990. Vegetation succession and biological turnover on coal-mining spoils. *Journal of Vegetation Science*, 1: 643–652
- [93]Uehara, G., and G. Gillman. 1981. The mineralogy, chemistry, and physics of tropical soils with variable charge clays. Westview Press: Boulder, Colorado
- [94]Van Dorp, D., R. Boot and E. van der Marrel. 1985. Vegetation succession on the dunes near Oostvoorne, the Netherlands, since 1934, interpreted from air photographs and vegetation maps. *Vegetatio*, 47: 241–258
- [95]Vitousek, P. M. and P. S. White. 1981. Process studies in succession. In *Forest succession: concepts and application*, D. C. West, H. H. Shugart, and D. B. Botkin, eds., Springer-Verlag: New York. pp. 267–276
- [96]Wagner, W. L., W. C. Martin and E. F. Aldon. 1978. Natural succession on strip-mined lands in northwestern New Mexico. *Reclamation Research*, 1: 67–73
- [97]Walker, L. R. and F. S. Chapin III. 1987. Interactions among processes controlling successional change. *Oikos*, 50: 131–135
- [98]Walker, T. W. 1965. The significance of phosphorus in pedogenesis. In *Experimental pedology*, E. G. Hallsworth and D. V. Crawford, eds., Butterworths: London. pp. 295–315
- [99]Walker, T. W., and A. F. R. Adams. 1958. Studies on soil organic matter. I. Influence of phosphorus content of parent materials on accumulations of carbon, nitrogen, sulphur, and organic phosphorus in grassland soils. *Soil Science*, 85: 307–318
- [100]Webb, L. J., J. G. Tracey and W. T. Williams. 1972. Regeneration and pattern in the subtropical rain forests. *Journal of Ecology*, 60: 675–695
- [101]Whittaker, R. H. 1953. A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. *Ecological Monographs*, 23: 41–78
- [102]Whittaker, R. H. 1975. *Communities and ecosystems*, 2nd Edition. New York: Macmillan
- [103]Whittaker, R. J., M. B. Bush and K. Richards. 1989. Plant recolonization and vegetation succession on the Krakatau Islands, Indonesia. *Ecological Monographs*, 59: 59–123
- [104]Wiens, J. A. 1977. On competition and variable environments. *American Scientist*, 65: 590–597
- [105]Wood, D. M., and R. del Moral. 1987. Mechanisms of early primary succession in subalpine habitats on Mount St. Helens. *Ecology*, 68: 780–790
- [106]Young, S. D., and B. W. Bauch. 1985. Aluminium-organic complexation: formation constants and speciation model for the soil solution. *Journal of Soil Science*, 36: 261–269

## 2 我国退化生态系统的现状

陈伟烈

(中国科学院植物研究所, 北京 100093)

退化生态系统 (Degraded ecosystem), 实质上是生态系统的一种演替类型 (Succession types)。在大多数情况下, 它是由于受人为的影响, 如砍伐, 过度放牧, 采樵, 有意识的用火所导致的生态系统的偏途演替 (Deflected succession)。亦有一种提法称“逆向演替”。在人为影响下, 它们形成了与自然生态系统——即与地带性气候带相适应的顶极系统不相一致的系统, 在时间, 演替阶段, 演替进程和最后的顶极阶段都具有自身的特性。所谓“退化”其意思是指它的组成、结构、功能、动态及其对环境改善的效能都与自然的生态系统有着明显的不同, 在大多数情况下, 均比不上自然生态系统。

退化生态系统的形成也可能有自然的, 自然突变, 如自然火, 系统中某些子系统的失调, 同样可以形成生态系统的退化。但本文强调的是在人为影响下形成的退化生态系统。由于人口的剧烈增加, 对生态系统的掠夺性利用, 造成了资源的急速贫困和生态严重失调。这种掠夺利用所造成的恶果, 已使全世界为之震惊, 它正危及着人类的前途。

引起我国科学家注意的退化生态系统问题, 最早开始于 60 年代对草场退化, 水土流失, 沙漠化加剧的认识。它们大都是因环境、资源、土地利用等问题的出现而被提出来的。退化的森林生态系统, 早期则重视于森林区域的发展和林间草地的研究, 未被提出森林生态系统退化的概念, 但这并不意味着对这一问题被忽视, 相反“逆向演替”, “人为活动的影响”等问题, 常常出现于各类报告、论文和出版物中。

对退化生态系统问题反应迟缓的一个原因在于 50—60 年代对 Clements 的“顶极群落”(climax) 概念的批判上。其中一个观点认为“顶极”的提法, 不符合辩证法。实质上, 与气候带相适应的相对稳定的顶极群落类型是存在的, 无论是单元还是多元, 都值得研究。

退化生态系统, 随着它的退化程度而有二种结果, 一种则有可能缓慢地自然演替而恢复到自然的顶极群落; 另一种由于其系统的极度的大规模的变化而难以再回复到原来演替的进程。但是无论如何一成不变的系统复制是不可能的。

人类有可能因其文化程度的限制而破坏自然生态系统, 也有能力使退化生态系统得以恢复, 不过其投入难免将十分可观, 远比其“利用”或破坏时所得到的为大。国际国内在这领域都做出了成功的先例, 并称之为“恢复生态学 (Restoration ecology)”<sup>[2,12]</sup>。

### 1. 我国退化生态系统的概况

受人为活动的影响, 我国早在历史上就使自然生态系统发生严重的变化, 其中包括:

农田垦植: 我国最大耕地面积达 21 亿亩, 即 140 万 km<sup>2</sup>, 相当于全国陆地面积的 14.58%。这种垦植, 无疑对 12 亿人口的大国是必要的。农业不但使原有的生态系统改变了面貌, 而且也在农业经营中逐步适应各气候带的各种生态条件, 形成了自身的与各区带条件相一致的农田生态系统, 具有各区带自身的农田类型、结构和功能, 在某些地区其生产力甚至超过了原有的自然生态系统, 在人为控制下形成了相对稳定的机制。这是人为活动导致退

化生态系统改造的一种类型，这种改造不断在人为影响下进一步调整。

农业垦植中，大部分地域是根据气候、土壤、地形等条件，由农民自发进行的。朴实的生态学意识，使农田的开垦大都取得了成功。但就目前我国的情况，尚存在着某些不合理的因素，如刀耕火种，陡坡垦植，及对整体区域性生态问题未予严密的规划下的大面积开垦。这些难免会在短期或在中长期发展中蕴藏后患，围湖造田所出现的恶果，已经被表现出来。同时，我国人口众多，人口发展速度由于其基数庞大而难以抑制，必要的适度开垦还要进行。农田的开垦或复垦，应当在生态学研究统一规划下进行，盲目追求土地面积，造成不良后果是必然的。

**放牧过度：**全国有草原面积 46 亿亩，占全国陆地面积 31.94%，它们分别有森林草原、草甸草原、真草原、荒漠草原等不同的大类型。其产草量、载畜量都有很大差别。

草原生态系统的退化，是最先被注意的。它的退化的明显标志是杂类草比例的增加，牧草生长量明显降低，土壤趋于贫瘠，甚至沙化，随之鼠害、虫害等一系列生态问题相继发生。造成草原退化，其原因比较简单。在我国草原尚未形成大规模的围栏轮牧的情况下，放牧过度，是致使草原退化的主要原因。草原的不合理开垦，也是导致草原退化和沙化的重要原因。此外草原火灾、不合理的割草方式也会导致草原生态系统的改变与退化。

由于种种原因，我国草原生态系统的退化，约涉及到全国草原面积的三分之一。情况是相当严重的，因为我国的草原，原来载畜量就不高。

**森林过量采伐：**我国的森林，覆盖着我国 12.9% 的国土面积，达 18.4 亿亩，其中有原始林、次生林、人工林及经济林，还有相当大面积的灌木林。

在森林生态系统中，无疑原始林属于与当地气候带、土壤带、各类生物等因素相适应的自然系统。在我国，原始林主要分布在青藏高原、东北长白山和大小兴安岭、天山、秦岭等地。除前二者尚有大片边疆的林区外，大多分散和局部。其它地区，零星的原始林地也有保存，但一般面积均较小。次生林在我国有广大的面积。严格地讲，除原始林外均属次生林，它包括天然次生林和人工次生林（包括经济林）。次生林，应当说也属于与区域环境条件相一致的类型，但基本上不属“顶级类型”。为什么强调次生林，主要是它尚属一类不稳定类型，常随着时间的推移而发生演替。有的演替非常缓慢，数十年，甚至百余年也发生不了重大变化，有“世纪演替”之称。如石灰岩上的灌木林；有的演替相当迅速，十余年即可发生重大改变，如某些落叶阔叶混交林。

所有的次生林，应属于退化森林生态系统的范畴。它是由于火烧、砍伐而形成的。也有一小部分属自然形成的退化系统类型，如天然火灾、大面积山崩、塌方、或泥石流。由于环境的突然变化，原有的森林大面积或局部毁灭，从而形成另一类不稳定的类型。毁灭原有森林后形成的森林类型，从另外一种意义上说，它又是开拓性的、进化的，而且常被冠之以“先锋群落”等名词。但从不稳定这一点看，它仍属于一种退化生态系统类型。

农田系统，人工林（包括经济林），人工草场，均可称为受控生态系统。

**荒漠的退化：**在某种意义上说荒漠的退化是另外一种概念。荒漠的自然条件，几乎已到了无法再度恶劣的程度，所谓退化似不可再论。然而荒漠也有其退化的一面。如大面积的梭梭林，胡杨林，一经砍伐，的确极难自然恢复；荒漠地区矿产资源开采，大量废渣及污染物，使更为难以改善荒漠生态条件。

一般来说生态系统若不再度干扰，经长期的自然演替，也许是 500 年，也许是上千年，

总会有适应当地环境的相当稳定的生态系统出现。但离开长期这一点就很难下这个结论。

通过人为的正予，自然生态系统的恢复将得以加速，并向人类需要的指定方向发展。

我国的退化生态系统不但类型多，情况复杂，而且所占面积极广。据推算，除农田生态系统外，退化的生态系统，约占全国国土总面积的 $1/4^{(9)}$ 。

## 2. 我国各植被区的主要退化生态系统

受人类活动影响形成的退化生态系统，虽然受影响的原因可以是一致的，但在不同地区将出现不同的类型。这受原来该地区的自然植被，物种种源，当地的环境条件的制约。

### 2.1 寒温带针叶林区域

本区域的原生植被主要是兴安落叶松 (*Larix gmelinii*) 林，山地下部亚带为蒙古栎 (*Quercus mongolica*) 兴安落叶松林，中部亚带为杜鹃 (*Rhododendron dauricum*) 兴安落叶松林，上部亚带为藓类兴安落叶松林。

落叶松林被破坏，多退化成蒙古栎林，白桦 (*Betula platyphylla*) 林、黑桦 (*B. davurica*) 林或山杨 (*Populus davidiana*) 林，更进一步破坏则形成榛 (*Corylus heterophylla*) 灌丛。

在山地 1100—1350 米地段，除生长有兴安落叶松疏林外，还有偃松 (*Pinus pumila*) 矮林，但这一类型受破坏较少。

本区的植被相对简单，退化类型也不甚复杂，原生植被破坏后，恢复的速度相对较缓慢。獐子松 (*Pinus sylvestris* var. *mongolica*) 是历史上受破坏最严重的，在采伐的木材中，它曾占 89%，使它原在森林面积中占 14% 下降到 4.8%，伐后极难更新。

### 2.2 温带针阔叶混交林区域

这里的森林植被覆盖率达 70—80%，原生植被主要为红桦 (*Pinus koraiensis*)、紫椴 (*Tilia amurensis*)、风桦 (*Betula costata*) 组成的混交林，有时林内出现有鱼鳞云杉 (*Picea jezoensis*) 或臭冷杉 (*Abies nephrolepis*)，或落叶阔叶乔木水曲柳 (*Fraxinus mandshurica*)、黄檗 (*Phellodendron amurense*)、核桃楸 (*Juglans mandshurica*) 等珍贵树种。

森林的破坏，形成不同的退化系统。强度择伐，原分布于林中的阔叶树种将形成混交林或蒙古栎林；在皆伐以后，则出现灌丛或草地，经过自然恢复，则可出现阔叶混交林或蒙古栎林；混交林的烧垦，其演替过程同样会出现草地，而后恢复成山杨、白桦林，演替的最后顶极，仍然可以出现红桦、紫椴、风桦林，无疑这些过程将是漫长的。

在这区域，山地出现垂直带。海拔 800 或 1000 米以上，鱼鳞云杉为主的类型是其代表，形成由鱼鳞云杉、红皮云杉和臭冷杉组成的暗针叶林。破坏后则为白桦林所替代，更严重者则为以小叶章 (*Deyeuxia angustifolia*) 为主的草甸。

山地的亚高山带还有偃桦 (*Betula ermanii*) 或偃桦的矮曲林。穆陵、三江平原有我国北方面积最大的沼泽地，这里的原生植被以多种苔草 (*Carex* spp.)、小叶章和紫桦 (*Betula fruticosa*)、沼柳 (*Salix brachypoda*) 为主要成分，沼间残丘，则有蒙古栎林，兴凯湖沙地还有乌苏里赤松 (*Pinus densiflora* var. *ussuriensis*) 散生。灌木丛除榛外还有胡枝子 (*Lespedeza bicolor*) 群落，常常十分稠密。由于历年开垦，沼泽或沼泽草甸有相当一部分已开辟为农田。

本区域的南部——长白山区，其基本植被与北部相同，但原生植被中出现沙冷杉 (A-

*bies holophylla*)、千金榆 (*Carpinus cordata*) 等，后者属温暖性的种类。这区域的群落受破坏的情况严重，大量土地也已开垦为农田，其演替动态，基本上与前者相一致<sup>[2]</sup>。

### 2.3 暖温带落叶阔叶林区域

这一区域是中华民族的发源地，历史上受到过反复的破坏，植被面貌已大为改变，以致于本区域的归属、地带性植被类型存在着不同的看法。由于落叶阔叶林类型多，森林覆盖率又小，又缺乏长期定位观测，其原生类型很难确定。

就目前的资料，本区域的残存的落叶阔叶林类型有白桦林、辽东栎 (*Quercus liaotungensis*) 林，蒙古栎林，槲栎 (*Q. aliena*) 林，山杨林，麻栎 (*Q. acutissima*) 林，栓皮栎 (*Q. variabilis*) 林，红桦 (*Betula albo-sinensis*) 林，亮叶栎 (*B. luminifera*) 林。山地则有青杆 (*Picea wilsonii*)，并有白杆 (*P. meyeri*)，华北落叶松 (*Larix principis-rupprechtii*)，雾灵落叶松 (*L. wulingshanensis*) 出现。针叶树种中，油松 (*Pinus tabulaeformis*)、赤松 (*P. densiflora*)、白皮松 (*P. bungeana*) 和侧柏 (*Platycladus orientalis*) 分别组成纯林或群落斑块，在本区南部，华山松 (*Pinus armandii*) 也出现在阔叶树种组成的群落中（秦岭北坡、辽东栎林）。在 2400 米以上，秦岭冷杉 (*Abies chensiensis*)、巴山冷杉 (*A. fargesii*)、云杉 (*Picea asperata*)、大果青杆 (*P. neoverchii*)、青杆、麦吊杉 (*P. brachytyla*) 等则组成亚高山的暗针叶林。林线（3300—3700 米）以上则有柳、杜鹃、绣线菊、金露梅、香柏、小檗等灌丛和草甸。这些暗针叶林和高山灌丛草甸的原生性质并没有受到怀疑。

关键问题是什么类型是本区域的退化系统类型，按传统的观念，辽东栎林，槲栎林，锐齿栎林，栓皮栎林，油松林，侧柏林应划为原生植被类型，亚高山寒温性针叶林，高山灌丛草甸亦属于此列。山杨、白桦、刺槐 (*Robinia pseudo-acacia*)、山杏 (*Prunus armeniaca var. ansu*) 等则属于退化、人工或演替过程中的过渡类型。需要指出的是本区域出现的群落组成、结构无序的混交林，或者有人称之为杂木林，它应当是一种过渡类型。

本区域低地的灌丛和草地则属于退化生态系统中的植被类型。如石灰岩上的荆条 (*Vitex negundo*)、酸枣 (*Ziziphus jujuba*) 灌丛，丘陵山地阴坡的绣线菊 (*Spiraea chinensis*) 灌丛，蚂蚱腿子 (*Myripnois dioica*) 灌丛，榛子 (*Corylus pterophylla*) 灌丛、虎榛子 (*Ostryopsis davidiana*) 灌丛、胡枝子 (*Lespedeza bicolor*)、美丽胡枝子 (*L. formosa*) 灌丛、铁扫帚 (*L. cuneata*) 灌丛、短梗胡枝子 (*L. cyrtobotrya*) 灌丛、黄栌 (*Cotinus coggyria* var. *cinerea*) 灌丛、连翘 (*Forsythia suspensa*) 灌丛，杭子梢 (*Campylotropis macrocarpa*) 灌丛、白刺花 (*Sophora viciifolia*) 灌丛。强度退化的草地，在本区域也分布广泛，主要有黄背草 (*Themeda triandra* var. *japonica*)、青香茅 (*Cymbopogon tortilis*)、野古草 (*Arundinella hirta*)，结缕草 (*Zoysia japonica*)，白羊草 (*Bothriochloa ischaemum*) 和多种蒿 (*Artemisia* spp.)。

区域的东部，有不少亚热带成分，接近亚热带的南部区域，也有这种情况。如竹 (*Phyllostachys*)、茶 (*Camellia*)、枫香 (*Liquidambar*)、黄莲木 (*Pistacia*) 等等。华北平原和辽河平原是我国重要的粮食基地，也是人口密集的地区之一，很大面积已开垦为农田，黄土高原早已大面积地开垦，对原始植被的破坏是人所共知的<sup>[2]</sup>。

### 2.4 亚热带常绿阔叶林区域

此区域约占全国面积的 1/4，面积大，环境条件复杂，植被类型丰富，人为干扰破坏强烈。

本区域的地带性植被应为常绿阔叶林，包括各种壳斗科常绿乔木组成的类型，如栲（*Castanopsis*）、槠（*Cyclobalanopsis*）、柯（*Lithocarpus*）、栎（*Quercus*）、樟科的楠木属（*Phoebe*）、桢楠（*Machilus*）属、山茶科的荷木属（*Schima*）等，其次生类型主要为非地带性的混交林，如针阔混交，落叶阔叶混交林，马尾松（*Pinus massoniana*）、云南松（*P. yunnanensis*）林，还有相当一部分落叶林。

由于亚热带地区植被的演替相对比较迅速，也存在着多种不同演替阶段的类型，因此对原生植被的确定相对比较简单，但并不是所有类型都如此，也有部分类型在确定它们的原始性方面相对较困难。

灌丛是亚热带地区比较明确的退化系统。主要有櫟木（*Loropetalum chinense*）灌丛，桃金娘（*Rhodomyrtus tomentosa*）灌丛，岗松（*Baechea frutescens*）灌丛，中平树（*Macaranga denticulata*）灌丛、樟叶莢蒾（*Viburnum cinnamomifolium*）灌丛、铁仔（*Myrsine africana*）灌丛、清香木（*Pistacia weinmannifolia*）灌丛、红背山麻杆（*Alchornea trewioides*）灌丛、马桑（*Coriaria sinica*）灌丛、黄荆（*Vitex negundo*）灌丛，小果蔷薇（*Rosa cymosa*）和火把果（*Pyracantha fortuneana*）灌丛、黃栌（*Cotinus coggygria* var. *pubescens*）灌丛等。

草地是亚热带地区相对比较极端的退化生态系统的植被类型，大都是强烈破坏，如火烧、弃耕而后形成的。但即使这样，这些草丛中也不乏灌木成分。亚热带地区典型的草地，有白茅（*Imperata cylindrica* var. *major*）灌草丛，蕨菜（*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*）灌草丛，铁芒萁（*Dicranopteris dichotoma*）灌草丛，野古草（*Arundinella hirta*）、金茅（*Eulalia speciosa*）和芒（*Misanthus sinensis*）组成的灌草丛，刺芒野古草（*Arundinella setosa*）灌草丛，黃背草（*Themedia triandra* var. *japonica*）灌草丛，扭黄茅（*Heteropogon contortus*）灌草丛，五节芒（*Misanthus floridulus*）灌草丛及一些如狗牙根（*Cynodon dactylon*）、臭根子草（*Bothriochloa intermedia*）、河八王（*Narengaperphy rocoma*）、斑茅（*Saccharum arandinaceum*）、类芦（*Neyraudia reynaudiana*）等组成的群落片断。

亚热带地区的山地，往往出现一些雾林和山顶苔藓矮林，属较原始的类型。山脊有大面积的竹类灌丛，其中常混生有各种杜鹃，这些类型与火烧后出现的恢复有关。

本区域是近代农业十分发达的区域，除农业外，人工林、经济林也发展迅速。陡坡垦植是这一区域的最大问题。严格地说本区域的原生植被，已不足本区域面积的5%，且多分割成斑块状<sup>[5,8,10]</sup>。

## 2.5 热带雨林、季雨林区域

本区域在我国的陆地面积不大。包括台、粤、桂、滇、藏五省南部边缘及海南省全部。

热带季雨林、雨林的特性之一是群落建落种不明显，在我国的大陆，热带只涉及该带的北部边缘，因此建群种更不明显，且有些特性带有纬度或垂直带上的过渡性质。由于在我国热带地区砍伐了相当大面积季雨林或雨林种植橡胶，残存的类型面积大为缩小和被分隔。

本区域对原始植被的破坏，最为普遍的是刀耕火种，3—5年后撩荒，弃耕后形成退化的生态系统。

热带雨林季雨林破坏后，出现牡竹（*Dendrocalamus strictus*）、野芭蕉（*Musa balbisiana*）、中平树（*Macaranga denticulata*）及多种榕树（*Ficus* spp.）等组成的群落。由斑

茅、水蔗草 (*Aphluda mutica*)、野牡丹 (*Melastoma candidum*) 等组成的灌草丛常可见到。在东部亚热带的南部过渡区，桃金娘、岗松、鹧鸪草 (*Eriachne pallescens*) 灌草丛也为常见<sup>[1,5]</sup>。

## 2.6 温带草原区域

除高寒草甸草原外，我国的草原划分为东部和西部两部分。东部和西部在群落的组成、结构上有所不同。就草原而言，自东至西分布着森林草原、典型草原和荒漠草原，期间还有部分草甸草原——非地带性的类型。草原以多种针茅 (*Stipa*)、蒿 (*Artemisia*) 为主。

草原的退化，主要表现在杂类草的成分增加，覆盖率低和生物生产力的下降，严重者导致土地沙化。在一般情况下过牧导致的群落主要成分的变化还不太严重，但产草量的下降却十分明显<sup>[7]</sup>，产草量约可降低 2/3。

## 2.7 温带荒漠区域

在极端条件下形成的适应于当地条件的生态系统，往往也是最脆弱的生态系统。荒漠就是一种最脆弱的生态系统，一旦被破坏，恢复是非常艰难的。

荒漠的退化，主要表现在过渡放牧、采樵、农业开垦和不合理用水上。过渡放牧造成的是适口性好、营养价值高的群落成分减少或产量下降，劣质草和有毒草类的增加。采樵的主要问题是为薪炭，如胡杨 (*Populus euphratica*)、梭梭 (*Haloxylon ammodendron*)、水柏枝 (*Myricaria celopetruoides*) 等。一旦被破坏极难恢复。农业的开垦和不合理用水，往往造成天然植被毁坏，土壤盐碱化。我国西部原来有些地区人口密集、经济发达的城镇或地区，由于不合理的垦植，最后不得不舍弃，城镇毁灭人口迁徙。其中主要原因是沙化加剧，颗粒难收或无水供给造成的。当然这与整个气候变化有关，但人为不合理的开垦，却严重地加剧了这一趋势<sup>[3]</sup>。

## 2.8 青藏高原高寒植被区域

严格地讲，这一区域的划分有一定的人为性。在这一区域里，既有森林，又有草甸、草原和荒漠，只是由于高、寒这两个环境因素，使之单独成为一个区域。因此，在退化系统的植被类型上就显得十分复杂。不过，由于高原受人为活动影响较弱，基本可以说它是全国各植被区域中原始植被保存得最好的地区。退化系统的植被类型相对比较简单。

森林植被被人为破坏的主要因素有森林火灾、砍伐。森林火灾造成的山杨林和白桦林的形成。高山松 (*Pinus densata*) 在东南部的广泛分布也与此有关。退化系统中的灌丛类型，主要包括栒子木 (*Cotoneaster* spp.)、蔷薇 (*Rosa sericea*, *R. omeiensis*)、小檗 (*Berberis* spp.) 和柳 (*Salix* spp.) 等类型。亚高山草甸亦是森林破坏后形成的，它们仍以嵩草 (*Kobresia* spp.) 和苔草 (*Carex* spp.) 为主要建群种。

在高原上，薪柴亦是一大问题，每年大量采集香柏 (*Sabina wilsonii* var. *pingii*)，对林线是强烈的破坏。

高原草甸中鼠兔对植被的破坏，常常形成草甸类型的变化，杂类草草甸，如鹅绒委陵菜 (*Potentilla anserina*) 的大面积出现，与动物的活动有相当大的联系。

青藏高原的农业在逐步发展，特别是河谷地区，使一些天然的河谷落叶灌丛或山地草原向受控方向发展，这对高原经济的发展是有利的<sup>[4]</sup>。

## 3. 我国的退化生态系统的主要特征

除受控的农业、果蔬、经济作物外，我国的退化生态系统的植被类型可归纳如下特征：

### 3.1 种类组成变化

与原生植被相比，退化生态系统中的植物物种组成有巨大变化。这种变化随着不同地区的环境条件，不同的植被类型，不同的物种的种源、不同种类的繁殖更新方式，不同的破坏或干扰类型、强度而出现不同的变化。这种变化，贯穿于演替全过程。有的退化生态系统的植被类型，在轻度破坏中物种增加，有的则是减少。强度破坏的类型，往往开始几年物种减少，而后有可能高速增长，其中一些种类又随着时间的推移而消失。相对稳定的顶极类型，物种的数量一般不是最多的。有些森林类型的砍伐，出现大量的萌蘖。有的退化类型恢复迅速，有的却十分缓慢。有的类型中发生建群种的巨大改变，形成不同植被型的类型。总之，退化系统物种组成的变化原因很多，动态变化过程也各有不同。

### 3.2 结构变化

由于干扰和破坏的方式、强度不同，原有的植物群落结构将发生重大变化。在森林群落中，皆伐、火烧、全垦与一般的择伐大不一样。形成灌丛或灌草丛的退化类型，其结构自然发生巨变，但即使常绿阔叶林砍伐后形成混交林或马尾松林，也与原来的结构大为不同。这种结构的变化也会导致能流与物流的变化。

### 3.3 生物生产力发生变化

退化生态系统的植被类型，其功能也发生变化。就生物生产力而言，一般来说将大幅度下降，这是一般规律。但也有的类型，其生物生产力变化不大，甚至还有可能增加。这要具体问题具体分析。

### 3.4 土壤和小环境一般趋于恶化

退化生态系统的植被类型，在我国基本上大多在丘陵、山地。干扰和破坏不仅使土壤有机质含量发生变化，而且随着水土流失，使原来结构良好，肥力较强的土壤被冲走，这都不利于系统的发展。退化系统的大面积出现，有可能影响小气候，甚至区域性气候。沼泽的排水开垦，必然导致小区域空气湿度下降，热带雨林大面积种植林相结构单纯的橡胶林，已使某些地区原来浓雾弥漫的冬季变得不再见雾，也听不到清晨雨林内犹如降雨的滴露声。东北某地开垦后，原来的黑土层被冲刷，几乎重复黄土高原的形成过程。退化系统植被类型导致的环境变化是十分明显的。这种变化反过来又影响群落的演替过程。

### 3.5 生物之间的相互关系发生改变

退化生态系统类型的形成，无疑将影响动物与动物，植物与植物，动物与植物，动植物与微生物之间的关系。如退化草地，大量的蒿类出现，影响着优良牧草的生长。有毒草种的增加，影响着动物区系甚至是牧业的发展。退化系统完全改变了土壤的水、肥、光照条件，影响微生物区系也是必然的。接着，它又将对生态系统中的能量和物质流动产生影响，有时这种影响还是非常强烈的。

## 4. 讨论

有意识地研究退化生态系统还是为时不太长的事，可以说到目前为止，无论是科学的积累与数据的收集还是远远不够的。

### 4.1 关于原始植被类型的确定

至今这一问题仍然是难题，借助于古生物学、孢粉学的手段固然是重要方面，然而这一领域或这一手段仍是有限的。目前的标准，一是如果是森林，观察其个体年龄是一个方法，

调查研究它的组成和结构的完整性。二是调查群落环境，特别是土壤，土壤层次、结构及地表死地皮物特征，是检验类型的原始性的重要途径。三是观测研究其演替，是否有演替阶段。但严格地讲这是困难的。例如华北的油松林、侧柏林，西南的柏木 (*Cupressus fenibris*) 林，它们的演替阶段是很难发现的。再如栓皮栎林、麻栎林，在华北有大面积出现，同样在广西的右江谷地（田阳、百色）也有大面积分布，很难解释它的原生性。长期的定位或定点观测，可能是解决问题的途径。

#### 4.2 退化生态系统的植被类型的扩展

有些类型明显地是某一地区的退化类型，但它常是可以跨带分布，如荆条、黄栌、白刺常可在不同地带出现。如蕨菜草地，则更是从南到北都可以分布。退化生态系统的植被类型往往不受地带性生态条件的制约。这可能与退化生态系统中环境的趋同性相关。

#### 4.3 自然生态系统不能复制

退化生态系统的植被类型，在演替的研究中常常被认为只要封育，经长时间的演替可以恢复，实质上这只能趋同，完全复制是不可能的。即使又恢复到顶极阶段，它与原有的顶极类型也还是不完全一致的。

#### 4.4 退化生态系统的人工修复和重建是一条捷径

退化生态系统重新进入顶极类型，是一个自然界的漫长过程。三年五年有时会看不出任何变化，相反人为修复，人工重建则要快捷的多。它可随人们的意志，使其更符合于人类的希望，但这不能不有大量的投资。

#### 4.5 保护自然植被，有利于资源的持续利用

对于人类而言，一切可以利用的均应作为资源。自然植被，不但提供了许多有用和有开发价值的物种，而且提供了人类美好的生存环境。其实与其急功近利地破坏自然，不如有计划地开发利用和发展资源。我们几个点对退化生态系统的改造所付出的代价已经说明，保护大自然的重要价值。

只有两条路可以走，一是研究和恢复被破坏了的自然植被，一是保存好现有的原生植被，这对持续发展是完全必要的。

### 参 考 文 献

- [1] 广东省植物研究所，1976：广东植被，北京：科学出版社
- [2] 中国植被编委会，1980：中国植被，北京：科学出版社
- [3] 中国科学院新疆综合考察队，中国科学院植物研究所，1978：新疆植被及其利用，北京：科学出版社
- [4] 中国科学院青藏高原综合考察队，1988：西藏植被，北京：科学出版社
- [5] 云南植被编写组，1987：云南植被，北京：科学出版社
- [6] 四川植被协作组，1980：四川植被，成都：四川人民出版社
- [7] 仲延凯等，1988：退化草场恢复与利用探讨，《草原生态系统研究》Ⅲ，北京：科学出版社
- [8] 林鹏等，1990：福建植被，福州：福建科学技术出版社
- [9] 张巧珍，1993：中国农业资源潜力，存在问题与对策，《中国资源潜力，趋势与对策》，北京：北京出版社
- [10] 黄威廉等，1988：贵州植被，贵阳：贵州人民出版社
- [11] П. Д. 雅罗申科，李继侗等译，1953：植被学说原理，北京：科学出版社
- [12] Jordan W. R., III, M. E. Gilpin, and J. D. Aber, editors, 1987, Restoration Ecology, Cambridge University Press. Cambridge.

### 3 中国退化生态系统的类型及其成因

陈灵芝

(中国科学院植物研究所, 北京 100093)

退化生态系统的成因是十分复杂的, 有的是自然灾害所造成, 如火灾、旱灾、洪涝灾害, 以及火山爆发、地震等等, 这些灾害可使自然生态系统很快地消失或退化, 有的则是人类活动所造成的。人为活动则是当前自然生态系统退化的主要原因。自然生态系统也有它本身发展的历史, 有幼龄、中龄和老龄阶段, 在其过熟阶段同样存在退化现象。但目前的问题并非在于其本身的自然发展, 而是人类为了生存与发展, 必须大规模地利用土地和生物资源, 自然生态系统受到日益增长的人口的影响。粮食是人类赖以生存的食品, 没有农业发展, 就不足以维持我国日益膨胀的人口, 因此土地开垦是势在必行。但是农业的增长, 不应以无限制的开垦荒地、广种薄收来解决, 而应以集约经营, 建立高产稳产农田, 提高单产和总产为宗旨, 这样可以减少开垦。但令人担忧的是目前很多良田被用于城镇或乡镇企业的发展, 住房的建设及其它建筑用地, 使原有耕田面积不断缩小。为了扩大耕地面积, 很可能向并不适于开垦的土地上发展, 这将进一步引起自然生态系统退化及土地退化。即使是农田生态系统, 由于经营不合理, 也会引起退化。木材及林产品是人类必需的生活资料和工农业发展的必需原材料。森林经营的方针, 旨在使森林能持续发展, 而不是砍一片少一片, 使森林面积大大缩小。因此森林的合理经营是维持森林生态系统持续发展的关键, 而合理经营的基础, 是要搞清各类森林生态系统的根本特征及其动态变化规律, 特别是应对森林更新及主要树种的生物学、生态学特性等进行深入研究, 在此基础上制订营林方针, 易于使森林恢复或人工更新。森林对人类生存的意义, 不仅在于供应木材及其他生物资源, 更重要的是森林生态系统的各种功能, 对保护人类生存环境和保持生态平衡的深远意义。森林生态系统既具有经济价值, 同时存在着不可估量的生态效益和社会效益。因此森林生态系统退化, 将造成一系列不良后果。草原是我国牧业基地, 利用草原放牧是社会经济发展的需要, 放牧强度过大, 则会引起草原退化。在人类社会中, 随着人口增长和经济发展, 必须利用各种类型的自然生态系统, 问题在于如何合理地利用, 既要利用生物资源, 而不导致退化, 使之用之不竭, 这就是向决策者提出的严重问题。而这一问题的解决, 必须要有科学的理论依据。经过中华人民共和国成立 40 多年来的实践经验, 我们有必要对自然生态系统掠夺式的利用及其所导致的生态系统退化成因作一初步小结。总结成功和失败经验, 使今后能合理地利用生物资源, 并使之持续发展。在讨论退化生态系统成因及其类型时, 首先要搞清我国有那些自然生态系统类型, 它们的分布及其特点。

#### 1. 中国自然生态系统的生存环境

中国的国土辽阔, 气候多种多样, 地貌类型复杂。由于中国存在着多种多样生存环境, 才能孕育出丰富多彩的自然生态系统。中国的 960 万平方公里国土, 跨越了地球上所有的气

候带。根据 $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 天数、 $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 年积温和1月平均气温为指标，中国可划分为寒温带、中温带、暖温带、北亚热带、中亚热带、南亚热带、北热带、中热带和南热带共9个带。中国的气候在东部地区受太平洋季风的影响，西南部受印度洋暖流的制约。我国受季风影响最为强烈，季风气候对东亚大气环流发生明显影响。我国广大的亚热带由于季风影响，不像世界同纬度地区发育着荒漠和干草原，而是由于季风在高温季节带来了丰沛的雨水，形成温暖湿润气候，发育着种类繁多的亚热带森林，并成为我国农业发达地区。因此，在我国的东部和西南部气候湿润，西部和西北部干燥。根据年干燥度系数，中国由东部向西部的内陆地区，可分为5个气候大区，即湿润大区、亚湿润大区、亚干旱大区、干旱大区和极干旱大区。中国的自然生态系统的发展不仅受温度、湿度的制约，还由于我国地貌类型复杂，各气候带及气候大区内一般都有高山、丘陵、平原、谷地，这就进一步导致了自然生态系统的复杂性，我国不仅存在着与气候相适应的水平地带性自然生态系统，还由于山地的影响，存在着山地垂直地带性自然生态系统。山地自然生态系统在一定程度上受到所在地地带性气候的影响，现对中国生态系统的生存环境作一简述。

### 1.1 气候

温度与湿度是气候上的重要指标。不同的地区，即使在相同气候带，由于湿度的不同，出现不同的生态系统类型。同样在相同气候大区内，由于温度的差异，生态系统类型亦各异。中国各地是在温度、湿度以及由温度所派生的年积温、年降水量与年蒸发量所得出干燥度的不同配置，形成多种多样的气候区。

中国属于湿润气候大区的气候区，在寒温带仅有根河区。在中温带有小兴安岭区和三江—长白区。在暖温带有辽东—胶东半岛区。在北亚热带有长江中下游区、汉水上游区和秦巴区。中亚热带包括江南区、瓯江—闽江区、南岭区、川黔湘鄂区、滇北区和滇中区。南亚热带有台北区、闽南珠江区、滇南区和桂西区。北热带包括台南区、雷琼区、滇南河谷区。琼南西沙区属中热带。南沙区属南热带。青藏高原由于其山体高大，地貌特殊，属于湿润气候大区的有达旺—察隅区和波密—川西区。中国属半湿润气候大区主要在中温带和暖温带，在其他气候带内较少，半湿润大区在中温带有大兴安岭区和松辽区。暖温带有晋陕甘区、燕山山东半岛区，黄淮海渭河区。南亚热带有金沙江河谷区。北热带有琼西区、元江区。青藏高原有那曲区、藏东区。

亚干旱大区主要位于中温带和青藏高原。中温带有蒙东区、蒙中区、天山区、阿尔泰山区、松辽上游区和伊宁区。在青藏高原有南羌塘区、祁连山区、藏南区和西宁区。

干旱大区主要在中温带，主要有布克赛尔区、乌恰阿合奇区、塔城区、额尔多齐—乌古伦区、宁夏河西走廊区和准噶尔盆地地区。暖温带的黄河上游河谷以及青藏高原的北羌塘区和阿里区也属于干旱大区。

此外，中温带的巴丹吉林—腾格里区，暖温带的塔里木盆地地区和青藏高原的柴达木盆地均属于极干旱的气候大区。

### 1.2 地貌

我国是个多山的国家，山地和高原所占面积很广，如以海拔高度计算，海拔500m以上山地占全国总面积84%，500米以下仅占16%。中国地貌类型按形态可分为山地、高原、丘陵、盆地和平原五大类型。极高山地海拔在5000m以上，有永久积雪的覆盖，并有现代冰川发育。海拔高度在5000—3500m之间为高山，大都没有永久积雪和冰川。中山高度为

3500—1000m 米，一般山坡陡峻，河谷深切。低于 1000m 以下，一般河谷较宽，山坡较平缓。丘陵海拔一般在 200m 以下，起伏较小。关于极高山、亚高山、中山划分标准，各家观点不一，植物生态学者的观点，并不机械地按海拔高度划分，通常把森林分布极限作为高山和中山划分标准。凡森林无法适应的山地高度我们称之为高山，而有森林特别是寒温针叶林分布地的高度，即使海拔较高，亦称之为亚高山。但是山地森林分布高度还随着纬度降低而海拔上升，因此高山、亚高山、中山的划分是相对的。中国地貌的总轮廓是西部高，向东逐渐降低，构成巨大的阶梯状斜面，形成由东向西的三大阶梯。东部的平原、丘陵及低中山为一级阶地。东部平原自北向南有东北平原、华北平原、淮河平原以及长江中下游平原。它们从东北向西南几乎相连，是我国主要农业区。这一带平原以东和东南，有相当宽的中、低山和丘陵带，由北向南的山地有大、小兴安岭、长白山、千山、燕山、太行山、大别山、武夷山和南岭等。丘陵有山东低山丘陵、浙江、福建和广东的低山丘陵。从东部的平原向西，为大高原和山原，是二级阶梯。高原地貌由北向南有内蒙古高原、黄土高原、云贵高原，这一带山地有阴山、贺兰山、秦岭、大巴山以及云贵高原一系列高山峡谷。西部有天山、阿尔泰山，盆地有塔里木盆地和四川盆地。二级阶梯的高度一般高于东部平原或丘陵 1000—3000m。青藏高原是我国最高的阶梯，由极高山、高山、大高原，如喜玛拉雅山、冈底斯山、昆仑山、祁连山及横断山脉组成我国的第三阶梯。海拔平均 4500—5000m，有世界屋脊之称。由于西藏高原的隆起对中国气候产生深刻的影响。不仅如此，某些东西走向的山脉，如天山—阴山—燕山，昆仑山—秦岭、大别山和南岭，是中国地理上重要的分界线。秦岭为华北和华中的分界线，南岭为华中和华南的分界线，天山则是南疆和北疆的分界线，在山地两侧气候有较显著差异。总之，我国自然生态系统的生存与发展受到气温、湿度及地貌类型的影响。它们与特定气候条件相适应，形成水平地带性的自然生态系统。根据水热条件相结合为依据，中国植被分区，可分为寒温带针叶林区域；中温带针阔叶混交林区域、草原区域和荒漠区域；暖温带的落叶阔叶林区域和草原区域、荒漠区域；北亚热带的落叶阔叶和常绿阔叶混交林区域，中亚热带常绿阔叶林区域，南亚热带季风常绿阔叶林区域，北热带的季雨林、雨林区域以及青藏高原高寒植被区域，各区域均存在着各自的地带性生态系统。若仅就水分条件为依据，中国由东向西可划分为森林地区，草原地区和荒漠地区。中国主要陆生自然生态系统类型有森林生态系统、草原生态系统和荒漠生态系统等等。

## 2. 中国森林生态系统类型及分布

森林生态系统是我国东部和西南部的主要类型。退化生态系统是与地带性顶极生态系统相对应。中国不同气候带由于人类活动的影响，绝大部分的森林均受到过不同程度的干扰，500 年以上的老龄林现已凤毛麟角，林龄 100—200 年以上也不很多，大面积分布的森林生态系统，都是中龄林或幼林。这些恢复过程中的森林生态系统，基本上具有顶极群落的种类组成及其群落学特征，在没有人为继续破坏情况下，向成熟的顶极群落发展。本文所述的地带性生态系统类型，也就是指没有受过干扰或受过干扰而且已逐步恢复的森林生态系统，在发育阶段上有相当部分的森林尚未达到成熟阶段。

### 2.1 寒温落叶针叶林

这是寒温带的代表性森林类型，以落叶松 (*Larix* spp.) 林为代表。作为水平地带性的落叶松林仅有兴安落叶松林 (*L. gmelinii*)，集中分布于大兴安岭中部以北山地，向南呈舌

状延伸于海拔较高的主岭一带，自北向南分布海拔升高，可由 450—600m 以下直到海拔 1100—1300m 左右。兴安落叶松林虽以兴安落叶松占有优势，但仍混有一些蒙古栎 (*Quercus mongolica*)、黑桦 (*Betula davurica*)、白桦 (*B. platyphylla*) 等阔叶树。这类混有阔叶树的兴安落叶松林是寒温带半湿润大区的水平地带性森林生态系统。兴安落叶松林向纬度以南分布，主要出现在小兴安岭北坡海拔 450m 以上的分水岭、台地、河谷及河谷阶地。兴安落叶松林的林下土壤为棕色泰加林土，分布面积较大。落叶松林在不同气候带及气候大区的山地上作为重要垂直地带性类型出现。自北向南，有西伯利亚落叶松 (*L. sibirica*) 林、华北落叶松 (*L. principis-rupprechtii*) 林、太白红杉 (*L. chinensis*) 林、大果红杉 (*L. potaninii* var. *macrocarpa*) 林、红杉 (*L. potaninii*) 林和西藏落叶松 (*L. griffithii*) 林等。这些森林均占据着山地上部，逐渐向无林带过渡。如西伯利亚落叶松林出现在我国中温带亚干旱大区，分布海拔在阿尔泰山西北部和东南部分别为 1300—2300m 和 1700—2600m，向东分布海拔上升；在天山东部，西伯利亚落叶松林分布在海拔 2200—2900m<sup>[31,51]</sup>。华北落叶松林主要分布在暖温带亚湿润大区的较高山地的上部，约在海拔 1600m 以上山地阴坡，但阳坡也能生长。太白红杉林分布于秦岭山地的森林分布最上限，海拔在 3100—3600m 之间。大果红杉林见于我国西南横断山中南部高山峡谷的阴坡、半阴坡上分布海拔最高的森林类型约 3600—4200 (4500) m。红杉林在四川西北部，西藏东南部及甘肃洮河流域有广泛分布，海拔最高为 3700—4200m。在一些河流谷地，最低可达 3000m。在甘肃洮河流域，分布海拔为 2900—3300m。西藏落叶松林在西藏东南缘的山地和亚高山有较广泛分布<sup>[8]</sup>。

## 2.2 寒温常绿针叶林

这种类型在我国境内主要有松林 (*Pinus* sp.)、云冷杉 (*Picea* spp.、*Abies* spp.) 林和圆柏林 (*Sabina* spp.)。寒温性松林主要分布在寒温带亚湿润大区的中山和山顶，分布较局限。冷云杉林的分布范围很广，从寒温带到亚热带的山地上部，分布区气候寒冷湿润，即使位于亚热带的山地，由于海拔上升，气温下降，在山地上部形成寒温气候。圆柏林分布面积不大，是我国西南山地由森林向高寒灌丛或高寒草地的过渡性疏林。

松林主要有樟子松林 (*Pinus sylvestris* var. *mongolica*)、偃松 (*P. pamila*) 矮曲林及西伯利亚红松 (*P. sibirica*) 林，这些均为寒温生境下垂直地带性的森林生态系统。樟子松林在历史上有大面积的分布，在 20 世纪 30—40 年代，大面积砍伐这类森林，使之分布面积日益缩小。目前残存的樟子松林，主要分布在大兴安岭山地中部，海拔为 450—1000m 的地段，尤其集中分布在呼玛河以北，在呼玛河以南，则星散分布在阳坡上部或半阳坡的陡坡上。在黑龙江及其支流的沙质阶地上，也有樟子松林分布，海拔为 200—500m。在大兴安岭西坡的亚干旱大区上，分布有沙地樟子松林。偃松矮曲林呈孤岛状分布在大兴安岭个别海拔 1200m 以上的山峰顶部，在小兴安岭向南至长白山也有小面积偃松矮曲林，同样孤岛状间断分布在个别高峰顶上，有时呈灌丛状<sup>[34]</sup>。西伯利亚红松林仅分布在新疆阿尔泰山西北部卡纳斯与库姆河上游地区，海拔 1900—2350m 之间，它可分布在台地缓坡，也可分布在森林上限，形成疏林或矮曲林。

云冷杉林这是垂直地带性生态系统类型，是我国分布最广、类型十分丰富的森林。在不同气候带及湿润、亚湿润大区的中山或亚高山均有分布。由于北方高纬度山地与南方低纬度山地的亚高山云冷杉林的热量指标有所差异，因此，由北向南有不同云杉和冷杉种类的替代现象。冷杉林比云杉林需要更为湿润的条件，且更耐寒冷，主要出现在湿润大区。冷杉林集

中分布区为中国亚热带山地，有多种多样的冷杉林类型。巴山冷杉（*Abies fargesii*）林分布区以秦巴山地为中心。分布的海拔高度，在秦岭山地为海拔 2500–3000m，鄂西北神农架为 2700–3050m，四川岷山、米仓山、大巴山为 2400–2600m，在河南伏牛山为 1800–2100m，土壤为棕色森林土。黄果冷杉（*A. ernestii*）林分布范围很广，多为零星块状森林，分布于川、甘接壤地和川、滇交界处，尤以青藏高原东缘的川西高山峡谷各地区及西藏芒康、左贡南部较集中，分布海拔幅度为 2200–3700m。长苞冷杉（*A. georgei*），鳞皮冷杉（*A. squamata*）林，喜马拉雅冷杉（*A. spectabilis*）林，岷江冷杉（*A. faxoniana*）林等均分布于青藏高原东缘、东南缘、横断山脉等高山峡谷，海拔高度约 2800–4500m 的阴坡。苍山冷杉（*A. delavayi*）林和冷杉（*A. fabri*）林分别分布于云南西北部和四川盆地西缘地带。川滇冷杉（*A. forestii*）林是四川西南部横断山南端和滇西北地区的一个较特殊类型。可见中国的冷杉林集中分布在我国西部亚热带。在中国东部亚热带，台湾冷杉（*A. kawakamii*）林分布在台湾中央山脉、玉山山脉海拔 3000m。台湾冷杉还与台湾云杉（*Picea morrisonicola*）或台湾铁杉（*Tsuga formosana*）构成混交林<sup>[47]</sup>。更值得提到的是在浙江省发现有残存的百山祖冷杉（*A. beshanzuensis*）是东部亚热带少数冷杉树种。在中国的北方冷杉林类型很少，在东北有臭冷杉（*A. nephrolepis*）林，它在华北个别山地有小面积分布。在中国西北沿阿尔泰山伸入新疆西北部的卡纳斯河上游，出现有西伯利亚冷杉（*A. sibirica*）林，各类冷杉林常混生有云杉、落叶松等。中国西南山地也是云杉林的分布中心，主要有云杉（*Picea asperata*）林、川西云杉（*P. likiangensis* var. *balfouriana*）林、紫果云杉（*P. purpurea*）林，其次有丽江云杉（*P. likiangensis*）林、林芝云杉（*P. likiangensis* var. *lintziensis*）林、麦吊杉（*P. brachytyla*）林及油麦吊杉（*P. brachytyla* var. *complanata*）林，分布海拔约 2400–3800m 之间。在台湾省的台湾云杉林分布地区与台湾冷杉林相似，主要在玉山山脉及中央山地的南湖大山至卑南主山一带，分布海拔略低于冷杉林，台湾云杉林内多其他针叶树种。由中国西南部向东北，在东北东部山地有鱼鳞云杉（*P. jezoensis*）林和红皮云杉（*P. koraiensis*）林，分布海拔约 800–1800m<sup>[24]</sup>。在华北山地见有青杆（*P. wilsonii*）林和白杆（*P. meyeri*）林分布海拔约 1400–2700m<sup>[3]</sup>。在西北地区的阿尔泰山西南坡向东至青格里河海拔 1300–2000m 之间的山地河谷与山坡下部，出现有西伯利亚云杉（*P. obovata*）林。在天山南北坡、昆仑山西部和准噶尔西部山地大面积分布着雪岭云杉（*P. schrenkiana*）林，分布海拔 1500–2800m 之间。在西北地区分布的云杉林占据了干旱地区山地中最湿润和温和地带。青海云杉（*P. crassifolia*）林则为祁连山东段针叶林的主要类型，分布海拔 2400–3400m 的阴坡与半阴坡，常与分布在阳坡的草原形成复合分布，构成森林草原的垂直带<sup>[23]</sup>。各类云杉林中的乔木层中常混生有落叶松、松、桦、以及同属不同种的灌木和草本，苔藓植物发达也是云杉林的共同特征。圆柏林类型亦多，主要分布在我国西南山地，通常见于森林上限海拔 2800–4500m 之间，常位于云、冷杉林分布上限或恶劣生境地段，是山地针叶林向高寒灌丛或高寒草地过渡的疏林。在林内以圆柏占优势外，还出现一些云杉林内或林下的耐旱种类。在横断山脉，圆柏与云冷杉林常形成阳坡和阴坡的交替分布。

### 2.3 暖温性常绿针叶林

这类森林不如寒温常绿针叶林的类型复杂，它们既可以是水平地带类型，也可以是垂直地带性类型。在暖温带、北亚热带、中亚热带的丘陵低、中山均有分布，主要有松林和侧柏

(*Platycladus orientalis*) 林。松林分布范围广，其中分布最广的为油松 (*Pinus tabulaeformis*) 林。在北亚热带湿润大区，暖温带亚湿润大区以及中温带半干旱大区的山地上均有分布，分布海拔由北向南，由东向西逐渐上升。赤松林 (*P. densiflora*) 为辽东、胶东半岛地带性类型，分布范围较狭，需要更为湿润的生境<sup>[2,4]</sup>。华山松 (*P. armandii*) 林为北亚热带和中亚热带西部湿润大区以及暖温带亚湿润大区的垂直地带性类型，分布范围广，但面积不很大。华山松林在暖温带与北亚热带过渡地区，分布较广。然而在中亚热带西部山地出现的华山松林，其组成成分与过渡地区的差异甚大。华山松林分布在滇中高原及滇西和滇西北各地，海拔 1800—2800m 地段，常见于阴坡、山洼或山地上部等，气温较低、湿度较大。组成成分中温带成分约占总数的 60%，热带成分约占 33%。华山松在西藏常仅以伴生种出现，成林面积不大，分布海拔 2200—3400m。在贵州天然华山松林集中分布在乌蒙山和大娄山地区，垂直分布幅度较大，在贵州北部可在海拔 1500m 左右的山地出现，多在马尾松 (*P. massoniana*) 林上部出现，在贵州西部高原，其上限可达 2200—2500m，且多与云南松 (*P. yunnanensis*) 林交错分布。四川的米仓山和大巴山以及川南地区都有分布，华山松分布面积虽广，但一般比较星散，在大巴山分布海拔 1500—2000m，下连常绿阔叶与落叶阔叶混交林，多见于阴坡和半阴坡。各类松林内常混有壳斗科的各种栎 (*Quercus* spp.) 树。白皮松 (*P. bungeana*) 林和侧柏林均分布于暖温带的低山丘陵，面积较小<sup>[27,28]</sup>。油松林和华山松林是否为原生性生态系统，是值得讨论问题，目前对此还研究不够，故列于原生性生态系统。

#### 2.4 针阔叶混交林

主要有红松 (*Pinus koraiensis*) 阔叶混交林和铁杉阔叶混交林，前者为中国中温带湿润大区水平地带性森林生态系统，后者则分布在我国中亚热带西南山地，为垂直地带性类型。红松阔叶混交林的分布，自北向南有小兴安岭、完达山、张广才岭、老爷岭、长白山和龙岗山—千山山脉北段，它的分布海拔亦逐渐上升，在小兴安岭的分布海拔为 250—650m，至长白山为 250—1200m，在龙岗山—千山北段 600—800m 以上偏远山区有小面积分布，这类森林在海拔低处大面积均已采伐，常被落叶阔叶林所替代。红松阔叶混交林混生的主要针叶树，在温暖处有沙冷杉 (*Abies holophylla*)，在较寒冷处有臭冷杉、云杉，阔叶树为椴 (*Tilia* spp.)、槭 (*Acer* spp.)、黄檗 (*Phellodendron amurense*)、水曲柳 (*Fraxinus mandshurica*)、核桃楸 (*Juglans mandshurica*)、杨 (*Populus* spp.) 等等。铁杉阔叶混交林，这是一类常绿针叶乔木与落叶阔叶及常绿阔叶树种混交的森林类型，主要分布在我国西南山地的亚高山和中山山地，作为垂直地带性森林类型，见于西藏南部、云南西北、西部和中南部的山地，以及四川西部，贵州梵净山，分布高度为 2200—3300m。云南铁杉 (*Tsuga dumosa*) 和铁杉 (*Tsuga chinensis*) 分别在不同地区占有优势，铁杉可为优势种或与槭、桦、松、冷杉组成混交林。也有与常绿阔叶树种构成混交林。这两种针阔混交林虽然分布在不同的地区，但它们的混生树种的科属有很多相似之处。此外，长苞铁杉 (*Tsuga longibracteata*) 混交林在南岭山地中山地带分布，见于江西西南部、贵州东北部、广西东北部、广东东北部、湖南南部至福建中部和西部海拔 300—2000m 山地。集中分布在海拔 1200—1800m。南方铁杉 (*T. chinensis* var. *tcekiangensis*) 混交林主要分布在武夷山北段海拔 1200—1800m 的中山上部或顶部，常与常绿阔叶树、落叶阔叶树或松树混交。分布在台湾中央山脉海拔 2000—3000m 地带的台湾铁杉 (*Tsuga formosana*) 可为纯林，亦可与针叶树及阔叶树

形成混交林<sup>[4,11,12,16,21,25,46,47]</sup>。

### 2.5 落叶阔叶林

落叶阔叶林是暖温带亚湿润大区的地带性森林，以落叶栎（*Quercus* spp.）林和落叶阔叶混交林（或称杂木林）为代表。这些栎林和落叶阔叶混交林由暖温带北部向南，往往由水平地带性类型变成为垂直地带性森林。栎林常以某种栎树占优势，混生有少量其他栎类及白腊（*Fraxinus* spp.）、椴、槭、松、榆（*Ulmus* spp.）、鹅耳枥（*Carpinus* spp.）、杨、桦等<sup>[17,26]</sup>，也有以上述多种阔叶树混交的落叶阔叶混交林。在中温带湿润大区的山地上部，分布着独特的岳桦（*Betula ermanii*）林，仅见于小兴安岭、长白山、千山北段的森林上限，是森林向山地冻原的过渡的类型。一般桦木林均为退化生态系统，唯岳桦林为原生的生态系统。在中温带、暖温带的湿润、亚湿润，甚至干旱大区的河谷两岸一级阶地或泛滥地上分布有赤杨林（*Alnus* spp.），在干旱大区的河流两岸分布有杨树、钻天柳（*Chosenia* spp.）林。这些森林是自然生态系统，只能在特定水湿条件下生长。

### 2.6 落叶阔叶与常绿阔叶混交林

这类森林为北亚热带的水平地带性生态系统，也是中亚热带垂直地带性类型。在亚热带的石灰岩山地上由于水分条件的不足，亦发育着常绿与落叶阔叶混交林。分布在北亚热带的水平地带性的这类混交林，在温度较低处，往往以多种落叶栎为主，混生有少量常绿的苦槠（*Castanopsis sclerophylla*）和青冈（*Cyclobalanopsis glauca*）乔木，而其林下灌木的种类复杂，常绿和落叶的灌木都很多<sup>[13]</sup>。落叶阔叶树处于乔木第一亚层，常绿阔叶树常处于乔木第二亚层，或散生在第二亚层，不形成层次，这是暖温带向亚热带过渡的生态交替带的特色。随着纬度降低，常绿阔叶树的比重增加。也有以常绿阔叶树为主，混生有一定的落叶阔叶树的阔叶混交林。在中亚热带海拔约 1000–2000m 的山地，常绿阔叶树与落叶阔叶树的比例相差不大。在山地混交林中常绿阔叶树常以多种青冈、栲（*Castanopsis*）、木荷（*Schima*）、石栎（*Lithocarpus*）为优势，落叶阔叶树有多种水青冈（*Fagus* spp.）、鹅耳枥、枫香（*Liquidambar formosana*）、槭、交让木（*Daphniphyllum macropodium*）、水青树（*Tetracentron sinense*）、桦木（*Betula* spp.）等等。值得一提的是生长在石灰岩山地的常绿与落叶阔叶混交林，是一种原生性类型，与石灰岩的母质相联系。其特征是常绿树种有多种青冈、石栎、冬青（*Ilex*）、樟（*Cinnamomum*）等，落叶树种有榆科的朴、榆、青檀（*Pteroceltis*）、桦（*Zelkora*）以及糙叶树（*Aphananthe*），其他科属植物有黄连木（*Pistacia*）、盐肤木（*Rhus*）、漆树（*Toxicodendron*）等等，后几种科属植物在其他的混交林中亦经常生长。石灰岩上常绿落叶阔叶混交林在亚热带东部地区，分布海拔为 1000m 以下，在亚热带西部地区分布海拔可达 1800–2000m。这类混交林在贵州、广西及云南的分布较普遍。

### 2.7 常绿阔叶林

这类森林为中、南亚热带的水平地带性类型。这类森林是以常绿的壳斗科、樟科、山茶科及木兰科的乔木为其主要成分，也是常绿阔叶林在组成上的标志。壳斗科植物是以多种青冈、石栎、栲树为主，在气候更温暖、水湿条件更好地段，樟科植物，如多种樟、润楠（*Machilus*）、楠木（*Phoebe*）、琼楠（*Beilschmiedia*）、厚壳桂（*Cryptocarya*）等在森林中数量增加，尤以厚壳桂属植物为标志。山茶科的木荷亦在乔木层中占有一定优势，但主要在偏干的生境中更为常见，而木莲（*Manglietia*）和含笑（*Michelia*）仅混生在林中，通常不占优势。常绿阔叶林为四季常青的森林，林木种类繁多，层次复杂，乔木层、灌木层和草本

层一般均可分为2—3个亚层。常绿阔叶林在亚热带分布很广，在丘陵、山地均有分布，所跨的纬度很宽。因此，可以分为4个亚类，即典型常绿阔叶林，季风常绿阔叶林，山地常绿阔叶苔藓林及山顶苔藓矮曲林。典型常绿阔叶林为中亚热带水平地带性类型，分布范围为北纬 $23^{\circ}40' - 32^{\circ}$ ，东经 $99^{\circ} - 123^{\circ}$ 之间的中亚热带地区，分布海拔在中亚热带东部为1000—2000m以下，西部为1500—2800m，主要见于长江以南至福建、广东、广西、云南的北部。主要有栲类林、石栎林、青冈林、润楠林和木荷林。季风常绿阔叶林是南亚热带的水平地带性类型，主要分布在福建戴云山以南及两广的南岭山地南侧和台湾玉山山脉北半部，海拔800m以下的丘陵台地，以及云南中部，贵州南部，广西南部，东喜马拉雅山南侧等海拔1000—1500m的盆地、河谷地区。这一类型向南则成为热带山地垂直带类型。主要森林类型为栲、厚壳桂及栲、木荷林。山地常绿苔藓林在我国南亚热带、热带地区有广泛分布，但一般分布海拔较高，分布幅度为1300—2500m。其特点是森林中附生苔藓特别发达，种类繁多，以亚热带和暖温带区系为主，热带区系成分较少，主要有栲类苔藓林和青冈苔藓林。栲类苔藓林分布在云南南部，其下限常与热带山地雨林的上界相接，成为热带山地垂直带中分布较广的类型。青冈苔藓林则分布在西藏东南部南亚热带常绿阔叶林上限以上，由于海拔较高，气温下降，湿度大，经常处于云雾之中，在这种生境下发育成林木高大茂密，结构复杂的是湿润性森林。

山顶苔藓矮曲林位于亚热带山地常绿阔叶林和热带山地季风常绿阔叶林分布上限，随着海拔逐渐上升至山脊和山顶，特别是高耸在云雾以上的孤峰或山脊，山风强烈，气温低，日照少，气温的日变化大，云雾多，湿度大。地表多岩石碎块，土层浅薄，在这种特殊生境下发育着山顶苔藓矮曲林，林木生长稠密，分支低且粗壮，呈小乔木或灌木状，苔藓植物发达。这是山地常绿阔叶林在山顶和山脊生境条件下的一种变型。主要有两类，即杜鹃(*Rhododendron*)矮曲林和吊钟花(*Enkianthus*)矮曲林。杜鹃矮曲林分布广，北、中、南亚热带山地上均有分布，分布海拔高度因山顶高度不同而异，在1500m以上山顶至2100m以上的山顶上均有不同类型杜鹃矮曲林出现，土壤有弱灰化棕色森林土，山地草甸土等，因分布地而异。吊钟花矮曲林见于中亚热带武夷山主峰的山顶<sup>[15, 21, 36, 43]</sup>。

## 2.8 硬叶常绿落叶阔叶林

世界上硬叶常绿阔叶林是夏干冬雨气候条件下的地带性生态系统。最典型的是分布在地中海沿岸的以常绿刺叶栎(*Quercus ilex*)林和油橄榄(*Olea europaea*)林。北美洲、南美洲、大洋洲、非洲都存在着组成不同的硬叶常绿阔叶林和灌丛。在中国没有夏干冬雨的气候特征，但在我国的西南部金沙江中上游河谷两侧山地出现较大面积的硬叶常绿阔叶林，以硬叶栎类占优势，这类栎树叶为常绿，革质坚硬，叶面光滑，叶背披短绒毛，中型叶偏小，叶缘具尖锐锯齿，树干多弯曲，分支多而密集，能适应寒冷或季节性干热气候。硬叶常绿阔叶林是以多种常绿栎类组成不同森林类型，它们有的分布在山地，有的分布在河谷。山地硬叶栎林主要分布在海拔2600m以上的中山上部至亚高山，气候温凉至寒冷，以四川西部和西南部、云南北部和西北部，以及西藏东南部分布较多。硬叶栎林内混生有松、花楸(*Sorbus*)、槭、杜鹃、云杉、铁杉等。河谷硬叶栎林主要分布在四川西部、云南北部、金沙江下游及其支流的峡谷两侧海拔2600m以下的干热河谷，向下可延伸至海拔1000m。它可见于石灰岩山地，岩石裸露，土壤很少的地方，也有分布在砂页岩、玄武岩风化不久的幼年土或粗骨土。这类森林不仅提供木材，对山地的水源涵养，水土保持和调节气候均有重要作用。

## 2.9 季雨林

这是分布在热带，具有周期性干、湿交替的季风气候地区的地带性森林类型，它的特征是干季或多或少落叶或全部落叶，外貌具有明显的季节变化。组成种类繁多，乔木层一般可分2—3亚层，除榕树（*Ficus*）外，一般板根不发达，土壤有红砖壤和红壤。林中有老茎生花现象，大型木质藤本和附生植物不及雨林丰富。季雨林分布在台湾、广东海南、广西、云南、西藏的南部热带地区，在我国热带东部区域的季雨林，主要分布海拔500—600m以下，以多种岩性为基质的丘陵、台地以及盆地和河谷地区。在西部主要分布在1000m以下干热河谷下部和宽广的河谷盆地。气候温暖，雨量充沛，为1000—1800mm，其唯一特点是每年5—10月的雨量占全年总雨量的80%，其它月份降水少，蒸发量大于降水量，因此干湿季明显。中国季雨林可分为三个大类，即落叶季雨林，半常绿季雨林和石灰岩季雨林。落叶季雨林，主要由热带性落叶树种，如木棉（*Bombax malabarica*）、楹树（*Albizzia* spp.）、榕树（*Ficus* spp.）、榄仁（*Terminalia* spp.）等所组成，种类十分丰富，主要分布在海南岛西部和云南南部干热河谷与盆地，干季特别明显。半常绿季雨林是由常绿树种组成的森林，有些地区则为常绿与落叶树种混合组成，以多种榕树、白颜树（*Gironniera*）、割舌树（*Wal-sura*）、青皮（*Vatica*）、黄桐（*Endospermum*）、无忧花（*Saraca*）、葱臭木（*Dysoxylum*）、梭子果（*Eberhardtia*）等所组成。半常绿季雨林分布在台湾南部、雷州半岛南部、海南岛西部、西南部和北部、广东南部热带沿海、广西南部和西南部、云南南部及西南部的台地、丘陵和低山，海拔均在200m以下，个别达500m以下。而在云南南部的半常绿季雨林分布海拔在1000m以下。石灰岩山地季雨林，主要分布在海拔700m以下的石灰岩山地，是石灰岩地区土壤地带性生态系统。在广西南部分布面积较大，云南南部也有一定分布。组成成分以热带科属为主，由常绿和落叶树种混合组成。主要种类有多种望天树（*Parashorea*）、风吹楠（*Horsfieldia*）、橄榄（*Canarium*）、以及蚬木（*Burretiodendron*）、金丝李（*Carcinia*）、肥牛树（*Cephalomappa*）、四数木（*Tetrameles*），白头树（*Garuga*）、榆、朴等组成。

## 2.10 雨林

雨林是指热带高温潮湿气候条件下的地带性生态系统。是由热带种类组成的高大茂密、终年常绿的森林类型。我国的陆地南缘处于北热带，属印度—马来西亚的雨林大类，主要分布在广东和广西南部、云南南部及西藏东南部。这类雨林大部分已遭破坏，仅少数地区保存有较好的雨林。雨林的特点是以热带科属的植物组成，尤以龙脑香科植物为标志，种类十分丰富。乔木高大、层次多、老茎生花和板根现象显著，藤本和附生植物丰富。我国主要有湿润雨林、季节雨林和山地雨林。湿润雨林基本上分布在我国热带地区迎风坡前的丘陵和山地下部及沟谷中。由于受东南季风影响，水湿条件比较好，干季不明显，雨林发育较茂密，外貌表现为常绿。主要种类有多种肉豆蔻（*Myristica*）、翅子树（*Pterospermum*）、青皮、蝴蝶树（*Heritiera*）、坡垒（*Hopea*）、橄榄、梭子果、龙脑香（*Dipterocarpus*）、隐翼（*Crypteroia*）、树菠萝（*Artocarpus*）、葱臭木、榄仁等，种类十分丰富。这类森林主要分布在海南岛东南部、广西西南部以及云南东南部海拔500—700m以下山麓、丘陵和坡地。季节性雨林是主要受印度洋暖流及西南季风气候的影响下的中国热带西部内陆地区的地带性森林，分布地主要在云南南部和西藏东南部。这里气候的热量高，冬季寒流影响小，干湿季分明，但是干季前期常有浓雾，空气湿度较大，森林以热带区系为主。在上层乔木以常绿树种占优势，但有些乔木具有较短时间的换叶期，是雨林向季雨林过渡性类型，在干旱期湿度较

大。主要种类组成有各种榄仁、番龙眼 (*Pometia*)、翅子树、橄榄和望天树等，种类十分丰富。山地雨林主要见于海南岛和云南南部山地，海拔 500—1500m 左右，它的垂直分布的上、下限越往北越低。山地雨林具有一定的季风常绿阔叶林的特点，在山地雨林中，樟科植物明显增加，茶科、壳斗科和裸子植物较常见，但大多数种类仍为热带区系植物。主要组成种类有鸡毛松 (*Podocarpus imbricatus*)、陆均松 (*Dacrydium pierrei*)、多种栲、樟、楠、假含笑 (*Paramichelia*) 以及五列木 (*Pentaphylax euryoides*) 等组成<sup>[1]</sup>。

### 3. 灌丛

灌丛在中国境内的分布广泛，但大部分是各类森林破坏后所形成的退化生态系统。只有在特殊生境下，主要在中山山顶、亚高山和高山的高寒气候条件形成垂直地带性的高寒灌丛，此外，在特殊土壤条件下也出现有原生性灌丛，如盐土灌丛和沙地灌丛。在特殊的水湿条件下有河谷灌丛。本文仅就高寒灌丛作一介绍。高寒灌丛根据灌丛叶片特征，可分为常绿针叶灌丛、常绿阔叶灌丛和落叶阔叶灌丛。

#### 3.1 常绿针叶灌丛

常绿针叶灌丛分布在各气候带的不同气候大区，凡气候寒冷的中山顶部或亚高山、高山均有分布。以常绿针叶的圆柏和刺柏 (*Juniperus*) 为优势的灌丛。这是一类低矮垫状灌丛，是对高山上的强风、寒冷、干旱及强烈辐射的适应，土壤为亚高山灌丛草甸土，以各类圆柏灌丛分布较广。高山柏 (*Sabina squamata*)、高山香柏 (*Sabina pingii* var. *wilsonii*) 和滇藏方枝柏 (*S. wallichiana*) 灌丛在西藏的西北部、南部、四川西部、云南北部分布较广，分布海拔幅度 3500—5000m，主要出现在山地的森林上限。一些乔木型圆柏在森林上限形成灌木状，而在下限一般为小乔木状。组成种类有栎、栒子木 (*Cotoneaster*)、杜鹃、小檗 (*Berberis*)、茶藨子 (*Ribes*)、金露梅 (*Potentilla*)、忍冬 (*Lonicera*) 等的高山种类。在新疆阿尔泰山、准噶尔西部山地和天山北坡，在山地寒温针叶林上限有新疆方枝柏 (*S. pseudosabina*) 灌丛和西伯利亚刺柏 (*Juniperus sibirica*) 灌丛的分布，在寒温针叶林上限形成针叶灌丛狭带，或在寒温针叶林内有镶嵌分布。此外，内蒙古贺兰山 2400—2600m 的平缓山顶半阳坡有叉子圆柏 (*S. vulgaris*) 灌丛分布，它常与阳坡落叶灌丛和阴坡云杉林相结合<sup>[7,23,35]</sup>。

#### 3.2 常绿阔叶灌丛

这类灌丛是由耐旱、中旱生常绿阔叶的多种杜鹃所组成，有 10 余类杜鹃灌丛，主要分布在中国的西南部、如四川西部和西北部、云南西北部、西藏东南部和东北部、青海西南部、甘肃中部和西南部、陕西秦岭太白山和台湾玉山山脉。分布垂直高度由 3200—5000m，多见于亚高山和高山的阴坡和半阴坡，分布地因经纬度的差异，导致分布海拔的变化。土壤为含有有机质较高的高山灌丛草甸土。杜鹃革质灌丛主要的伴生种类有金露梅、绣线菊 (*Spiraea*)、锦鸡儿 (*Caragana*)、柳 (*Salix*) 等各属的高山种类。高山栎灌丛也是一类原始的常绿阔叶灌丛，它在高山中上部形成十分明显的覆盖。

#### 3.3 高寒落叶阔叶灌丛

这类灌丛由耐寒、中生或旱中生落叶阔叶灌丛组成。主要见于中国的西部和西南部高山和亚高山，在秦岭和华北的中山山顶也有分布。主要有委陵菜属的金露梅 (*Potentilla fruticososa*)、银露梅 (*P. glabra*)、柳属和锦鸡儿属的种类构成的各种高寒落叶阔叶灌丛。以毛枝

山居柳 (*Salix oritrepha*) 和怀腺柳 (*S. supularis*) 构成的高山柳灌丛，主要分布在甘肃南部、秦岭、四川西部，位于山地寒温针叶林以上海拔 3200—3750m 的阴坡半阴坡，伴生种类有绣线菊、锦鸡儿、杜鹃、忍冬等，灌丛生长比较密茂，低矮，分枝多，在高海拔处呈匍匐状生长。木本委陵菜可以金露梅 (*Potentilla fruticosa*) 灌丛为代表，在西藏青海南部、甘肃南部、陕西秦岭、四川西部、云南西北部，均有分布，垂直幅度为 3000—5000m。在山西五台山，芦芽山和关帝山海拔 2400—2800m 的山顶也有小片分布。它常与锦鸡儿灌丛组成高山灌丛垂直带。锦鸡儿灌丛以箭叶锦鸡儿 (*Caragana jubata*) 灌丛为代表，在西藏、青海各地分布在海拔 3000—3800m 的高山带。在天山亦见于相似海拔。由此向东，海拔逐渐降低，在贺兰山分布于海拔 3000—3400m 阳坡，常与高山柳灌丛相结合，在甘肃兴隆山分布于海拔 2800—3600m，至六盘山分布海拔为 2700—2900m，在山西五台山、关帝山、芦芽山分布海拔为 2400—2800m。甚至在北京东灵山山顶 2300 处，还有小片箭叶锦鸡儿出现。这类灌丛在山地阴坡、阳坡和半阳坡均有分布。组成种类有多种柳、金露梅、绣线菊、杜鹃、蔷薇、小檗等。

### 3.4 山地旱生落叶阔叶灌丛

山地旱生落叶阔叶灌丛是由旱生落叶有刺灌木所组成，它广泛分布于我国西部山地，见于天山、阿尔泰山、青藏高原北部、南部和西部，以及雅鲁藏布江中游及其支流两侧谷地、洪积扇和低山山坡。这类旱生灌丛通常由旱生的各种锦鸡儿、狼牙刺 (*Sophora*)，薄皮木 (*Leptodermis*) 为优势种，分别构成不同的灌丛。在天山、阿尔泰山草原带分布的锦鸡儿灌丛，海拔分布为 2500—3000m 之间的亚高山地带，灌木高度 1—2m，覆盖度 50—70%。草本层中主要是草原中的植物，如针茅 (*Stipa*)、羊茅 (*Festuca*)、冰草 (*Agropyron*) 等。这里分布的锦鸡儿灌丛常与典型草原和草甸草原相结合分布。在青藏高原分布的锦鸡儿灌丛，与天山等山地的锦鸡儿灌丛组成种类不同，分布海拔一般在 3500m—5000m。狼牙刺灌丛和薄皮木灌丛亦分布在青藏高原地区，与锦鸡儿灌丛分布在相似海拔。土壤有山地荒漠化灌丛草原土、亚高山灌丛草原土和山地草原土。

## 4. 草原

草原是暖温带亚湿润大区和中温带亚湿润、亚干旱大区的地带性生态系统。它与分布地的气候相适应。这是由于中国东南部受季风影响，气候湿润，越往西北，季风影响愈趋减弱，而来自西伯利亚和蒙古的高气压的影响愈趋强烈，从东南向西北的气候干旱程度渐增，反映在植被上依次为森林、草原和荒漠。因此草原是亚湿润及亚干旱气候大区的地带性生态系统，它主要受水分条件所制约，组成的植物普遍具有叶面积小、叶片内卷、气孔下陷、机械组织与保护组织发达的旱生结构。中国的草原为欧亚草原的组成部分，集中分布范围约为北纬 51°—35°，从松嫩平原和西辽平原向西到内蒙古高原、额尔多斯高原至黄土高原边缘，分布海拔逐渐上升，再向西南至青藏高原则形成高寒草原。在相似的气候大区内，由于干燥度的差异，草原由东北向西北，可分为草甸草原、典型草原、荒漠草原和高寒草原。它们有的为水平地带性类型，也有的是垂直地带性类型。

### 4.1 草甸草原

草甸草原在中温带分布较广，主要见于松嫩平原、大兴安岭南段山地、内蒙古高原东部、阴山山脉、天山和阿尔泰山以及黄土高原东部。比较喜湿润条件的中旱生针茅草原是这

类草原的代表类型，其中贝加尔针茅（*Stipa baicalensis*）草原是松嫩平原的水平地带性类型，遍布于平原排水良好的漫岗地，土壤为黑钙土。在内蒙古大兴安岭南段东西两侧，分布海拔约600—1200m，分布不甚广泛，土壤有黑钙土和暗栗钙土。羊草（*Aneurolepidium*）草原是中温带特有的草原类型。主要分布在松嫩平原和内蒙古高原以及黄土高原。松嫩平原为羊草草原的主要分布区，土壤有黑钙土，盐花草甸土和盐化碱土。在内蒙古高原，羊草草原集中分布在呼伦贝尔高原、锡林郭勒高原和大兴安岭两侧山麓的丘陵地区，排水良好的地段。在某些河谷、阶地水湿条件好的地段亦有羊草草原分布。土壤有黑钙土，多种栗钙土和碱化土。草甸草原还有羊茅、线叶菊（*Filifolium*）、隐子草（*Cleistogenes*）和白草（*Pennisetum*）组成的各类草甸草原。

#### 4.2 典型草原

典型草原又称为干草原或真草原。这类草原的分布，不论在平原、高原和山地上都位于草甸草原和荒漠草原之间。大面积分布在蒙古高原和鄂尔多斯高原大部分地区、东北平原西南部及黄土高原中西部。典型草原是以针茅属的耐旱的旱生种类所组成的生态系统，分布面积最大。中温带可以大针茅（*Stipa grandis*）草原为代表，大针茅草原分布中心在内蒙古高原，为地带性生态系统，向北可延伸到苏联中西伯利亚南部、蒙古北部，土壤为栗钙土和暗栗钙土。在中国其它地区，如松嫩平原中部和黄土高原，往西进入甘肃境内，并可上升为垂直带类型，一般面积较小。在松嫩平原的大针茅草原并不反映大气候特征，它局限于固定沙丘顶部或漫岗小地形突起处。在黄土高原仅见有大针茅草原片断分布在梁峁顶部。在甘肃和青海，大针茅草原分布面积较小，在青海南部黄河大转弯的冲积阶地上有所分布。克氏针茅（*Stipa krylovii*）草原也是典型草原的代表性类型，它的分布中心虽也在内蒙古高原，但比大针茅的分布中心更向西，反映更旱生特性，大面积分布在蒙古高原中部，往东常与大针茅草原重叠交叉分布。土壤为栗钙土。克氏针茅草原由蒙古高原向南分布至山西雁北地区和甘肃陇中的北部，在甘肃陇中的干旱地带，克氏针茅草原成为山地垂直带类型。在新疆阿尔泰山、天山北坡和准噶尔西北山地分布的针茅（*Stipa capilltea*）典型草原，分布海拔由西往东逐渐上升。这类针茅草原由于生境的湿度以及伴生种类的不同，可成为草甸草原，典型草原和荒漠草原，既可为水平地带性类型，也可成为垂直地带性类型。在黄土高原地区的暖温带针茅典型草原是以本氏针茅（*Stipa bungeana*）为代表，它广泛分布在陕西西北部、甘肃东部和中部、宁夏南部、山西北部和西部的黄土丘陵区，在伊克昭盟东部和大青山南坡山麓及其以南的黄土丘陵也有分布，海拔为600—1500m，土壤为黑垆土。在青海东北部和黄河流域干旱河谷及两侧低山，这类草原分布海拔达1750—3200m的阳坡，土壤为山地栗钙土，本氏针茅草原向西还可抵川西、西藏拉萨和中天山。典型草原的类型很多，除针茅草原外，还有由旱生的羊茅、隐子草、冰草、百里香（*Thymus*）所组成的草原生态系统。

#### 4.3 荒漠草原

荒漠草原处于亚干旱气候大区的最西侧，再向西进入干旱气候大区的荒漠。因此荒漠草原是草原向荒漠的过渡类型，是草原中旱生程度最强的一类，种类组成上除了旱生禾草外，还出现大量强旱生的小灌木。以强旱生的针茅属种类组成的荒漠草原为其代表类型。其中戈壁针茅（*Stipa gobica*）草原是中温带的荒漠草原中分布最广的类型。主要分布在内蒙古的乌兰察布高原和鄂尔多斯高原中西部地区。土壤为棕钙土，且以暗棕钙土为主。往西在荒漠区的山地，如阿尔泰山、东天山、祁连山、柴达木、贺兰山也有出现，成为山地垂直带

的组成类型。戈壁针茅草原是最耐干旱的针茅草原之一。它的分布海拔自东向西逐渐升高，在乌兰察布高平原东北部，它广泛分布在海拔 450—1200m 左右的层状高平原上，向西进入荒漠地区，多出现在海拔 1400—1600m 的山地、坡麓、山间谷地。此外，还因小气候和中、小地形的变化，戈壁针茅草原常与其他草原类型结合分布。短花针茅 (*Stipa breviflora*) 草原是暖温带荒漠草原的代表性类型，分布中心在黄河中游的黄土高原地区，在宁夏固原以北，陇中会宁以北，兰州及其以北地区的广大黄土丘陵区有广泛分布，土壤为灰钙土。从黄土丘陵的西北向北，越过阴山山地，达内蒙古高原的南部地均有分布，同时也广泛分布于青海湟水谷地的低海拔处。在内蒙古高原分布的短花针茅草原的土壤为暗棕钙土。在祁连山垂直带上的短花针茅草原，主要分布在山地栗钙土上，上限常与克氏针茅草原相连或交错分布。针茅属构成的荒漠草原除上述几种主要类型外，还有多种针茅草原，有的草原在特定土壤基质，如石质、沙质条件下分布，分布面积较小。荒漠草原除针茅草原外，还有小灌木女蒿 (*Hippolytia*)、亚菊 (*Ajania*) 组成的各类荒漠草原。

#### 4.4 高寒草原

高寒草原主要是海拔 3000m 以上，大陆性气候强烈、寒冷而干旱的高山上特有的草原类型。由耐寒抗旱的多年生丛生禾草、根茎苔草和小半灌木所组成，具有草丛稀疏、低矮，覆盖度小的特点。中国的高寒草原主要分布在青藏高原、帕米尔高原以及天山、昆仑山和祁连山的高山上，分布海拔高度由北向南，自 2700—3100m 至 4200—5000m。高寒草原是由羊茅、针茅、苔草 (*Carex*) 和蒿属的高山种类所组成。其中高寒针茅草原中最具代表性类型为紫花针茅 (*Stipa purpurea*) 草原和座花针茅 (*S. subsessilifolia*) 草原。紫花针茅草原是高寒草原中最重要的代表性类型，它分布广泛，大面积分布在羌塘高原、藏南湖盆、雅鲁藏布江中上游河谷及高山、青海西部以及亚洲中部的祁连山、昆仑山、天山和帕米尔高原，分布海拔为 4500—5100m，土壤为高山草原土。座花针茅草原见于天山西段南坡、帕米尔、昆仑山和祁连山，分布海拔较低，约 2300—2800m 之间的一些盆地内水分条件较好地段，土壤为山地栗钙土或亚高山草原土，多少有些钙化现象。羊茅草原主要分布在亚洲中部山地，见于新疆天山中西段、准噶尔西部山地、阿尔泰山、帕米尔和昆仑山等，处于 2300—4000m 的亚高山和高山带、苔草和小半灌木蒿类所组成的高寒草原均为青藏高原的特有类型<sup>[7,8,10,20,23,35,42]</sup>。

### 5. 荒漠

荒漠是发育在降水稀少、强度蒸发、极端干旱境下的生态系统类型。在中温带干旱气候大区中生存，有少量分布在暖温带及青藏高原的干旱和极干旱大区。中国的西北部是荒漠集中分布区，也是世界亚非荒漠区的组成部分。荒漠占我国国土的 1/5，其中沙漠与戈壁面积约 100 余万平方公里。世界荒漠按气候条件划分，分为热带、亚热带和温带荒漠。我国绝大部分为温带荒漠，以干旱、风沙、盐碱、贫瘠、植被稀疏为特征。高寒荒漠是大陆性高山和高原上出现的一类荒漠，不仅降水十分稀少，再加上低温、寒冷和大风所造成的植物生理干旱，高寒荒漠更为低矮稀疏。根据荒漠中占优势的植物的生活型，可把荒漠分为小乔木荒漠、灌木荒漠、半灌木和小半灌木荒漠以及垫状小半灌木（即高寒）荒漠四大类。

#### 5.1 小乔木荒漠

小乔木荒漠是以琐琐 (*Haloxylon*) 荒漠为代表。琐琐荒漠是荒漠中有机质积累最高的

类型。琐琐高1—5m，主干短而矮，分枝多，叶片退化，是超旱生无叶小乔木，利用绿色小枝进行光合作用。每年有一部分小枝枯落，故亦称为小半乔木。琐琐荒漠可以琐琐(*Haloxylon ammodendron*)荒漠为代表。这类小乔木荒漠生态幅度广，它的生长总是与松散的基质和较浅的地下水(1—7m)相联系，它的基质有砾质、壤质和砾石戈壁，土壤为荒漠土和棕钙土。它广泛分布在准噶尔盆地、塔里木盆地东部、哈顺戈壁、诺敏戈壁、阿拉善高平原、柴达木盆地以及内蒙古西部。白琐琐(*Haloxylon persicum*)荒漠分布局限，见于准噶尔盆地的沙漠中或河流沿岸沙地。

### 5.2 灌木荒漠

灌木荒漠是由超旱生或真旱生的灌木和小灌木为主所构成，是亚洲中部荒漠区占优势的地带性类型，可分为典型的、草原化的、和沙生灌木荒漠。典型灌木荒漠由麻黄(*Ephedra*)、木霸王(*Zygophyllum*)、泡泡刺(*Nitraria*)、裸果木(*Gymnocarpus*)和沙拐枣(*Calligonum*)组成各自占优势的灌木荒漠，是亚洲中部生境最严酷的砾石或碎石质石膏戈壁上的稀疏灌木荒漠，群落结构简单，盖度很低。它大面积出现在阿拉善高原、河西走廊、柴达木盆地、哈顺戈壁、塔里木盆地边缘及周围山地、准噶尔盆地以及天山南坡东部等地，土壤有棕色和灰棕色荒漠土、粘土、覆沙粘土及盐土等。草原化灌木荒漠所在地的生境优于典型灌木荒漠，是由沙冬青(*Ammopiptanthus*)、绵刺(*Potanini*)、油柴(*Tetraena*)、半日花(*Helianthemum*)和锦鸡儿组成各类荒漠，群落的种类较复杂，有旱中生的草原丛生禾草伴生。草原化荒漠主要分布在阿拉善—西额尔多斯高原上，其基质大多为沙质和砂砾质，有的还生长在流动或半流动沙丘上。沙生灌木荒漠是典型的沙质荒漠类型，分布于半流动或半固定沙丘上，由叶子退化以绿色小枝进行光合作用的沙拐枣属的几个种和银沙槐(*Ammodendron*)组成各种沙生灌木荒漠。

### 5.3 半灌木、小半灌木荒漠

这是由超旱生半灌木组成的荒漠。它常与小乔木或灌木荒漠相结合分布。它对生境的适应性很广，见于砾石戈壁，剥蚀平原、壤土平原、沙漠、盐漠，石质山地及黄土山地。由柴类、多汁盐柴类、蒿类组成，可区分为盐柴类、多汁盐柴类和蒿类等几个亚类。主要以藜科、柽柳科和菊科植物为主组成各类半灌木、小半灌木荒漠。盐柴类红砂(*Reaumuria soongolica*)荒漠是分布最广的地带性荒漠类型，自鄂尔多斯西部，经阿拉善、河西、柴达木盆地、哈顺戈壁到准噶尔盆地和塔里木盆地都有出现，能适应砾质、砂质和沙质土壤等多种生境。盐柴类小半灌木荒漠尚有由藜科植物假木贼(*Anabasis*)、猪毛菜(*Salsola*)、驼绒藜(*Ceratoides*)、合头草(*Sympogma*)、戈壁藜(*Iljinia*)和小蓬(*Nanophyton*)组成的各类荒漠。

多汁盐柴类半灌木荒漠分布在荒漠地区的滨湖平原、河岸和局部低洼处的强盐土上，地下水位1—4米，是由一些中温、生理干旱多汁的盐生小灌木和半灌木组成，其代表性类型有盐穗木(*Halostachys*)、盐节木(*Halocnemum*)、滨藜(*Atriplex*)、碱蓬(*Suaeda*)和盐爪爪(*Kalidium*)各个种占优势的各类盐漠。

蒿类荒漠在沙漠地区的沙地、沙丘、山麓、洪积扇有广泛分布，有的上升到中山—亚高山带。土壤中碳酸钙含量高，但不含有石膏和盐分。蒿类荒漠有多种蒿、短舌菊(*Brachanthemum*)、紫苑木(*Asterothamnus*)、亚菊等组成不同的荒漠。

### 5.4 垫状小半灌木荒漠

这是在高寒、干旱的大陆性气候条件下形成的高寒荒漠，优势植物以垫状小半灌木为主，是亚洲大陆最干旱的高山和高原的代表类型，集中分布在昆仑山内部山区、青藏高原西北部与帕米尔高原。有驼绒藜、亚菊和蒿构成的各类高寒荒漠。其中垫状驼绒藜（*Ceratoides compacta*）高寒荒漠是青藏高原地带性荒漠类型，主要分布在昆仑山和喀喇昆仑山之间海拔4600—5500m的高原湖盆、宽谷与山地下部的石质山坡，土壤为高寒荒漠土。藏亚菊（*Ajania tibetica*）高寒荒漠则见于新疆境内的昆仑山内部山区、喀喇昆仑山与昆仑山之间的山原以及帕米尔高原，海拔4700—5200m之间，土壤为盐化沙质土。帕米尔高原海拔3900—4200m之间山地的，高寒荒漠土上还有粉花蒿（*Artemisia rhodantha*）高寒荒漠。

由於中国气候，地形多样化，生态系统类型十分复杂。地带性生态系统在本文仅就与气候相适应的类型加以简述。对某些特殊生境下的原生生态系统，如沼泽、草甸、红树林等，以及在山地分布不甚广的类型，如冻原、高山垫状植被和流石滩植被等，虽然它们也或多或少受到一定程度破坏，形成各类退化生态系统，但因篇幅所限，不再叙述。

## 6. 自然生态系统退化的主要原因

自然生态系统的退化，是由人为活动及自然因子所引起，但就目前来看，人类的干扰破坏是主要原因。由与人为的破坏，从而引起自然环境的恶化，对自然生态系统产生不良影响。

### 6.1 火

火对生态系统的影响，在近十多年来才被人们所确认。北美的印第安人和其它许多民族，包括我国西南及南部的很多少数民族，曾经广泛利用火进行土地管理。火被认为是最简单和最迅速为种植粮食作物或放牧而清除自然植被和清理空间的工具，并发现雷电是许多地区经常着火的一个原因，目前很多国家都在探索火在不同生态系统中的重要作用。为了某些经济目的，利用火来控制某些生态系统，以期达到一定的持续利用目的，例如英国的石楠灌丛中生活的松鸡，是用作狩猎用的鸟类，它生活在石楠灌丛中，主要利用灌丛的嫩枝，不喜食老枝。为维持石楠灌丛生态系统，经过深入研究，隔一定年代对石楠灌丛进行有控制的轻度火烧，去掉老枝，使嫩枝发芽，以利松鸡的持续存在，这样为了特殊目的，利用有控制的火烧来维持特定的生态系统。但是无意识造成的火灾，则是构成生态系统退化的重要原因。

火大部分是由于闪电，岩石下落产生火花，火山爆发或由人类活动而引起的。有人认为闪电和人类活动引起的火烧，才能产生周期性影响和作为一种相似群落进化的动力<sup>[49]</sup>。根据火的起因、强度及离地面的高度，火可分为地下火、地面火及林冠火。地下火对土壤性质有很大影响，地下火不仅影响植物根系、根茎、块茎，并影响土壤有机质。地面火主要使地表易燃物质变为灰烬，通常发生在土壤表面。在草原地区，地面火对植物基部、根部和块茎并无伤害，在森林地区，这种火可能会烧焦树皮和针叶，烧死幼苗和幼树，松球果也会因火而开裂。林冠火主要是由雷电和由于大量积累的枯枝落叶为燃料的强劲的地面火所引起。树冠火是由一棵树的顶部移向另一棵树的顶部的火烧，是与地表火不相同的火。这种火是发生在森林乔木的上部，不易控制，树冠火的快速移动，对树木和野生生物都有很大威胁<sup>[56]</sup>。火烧对生物、土壤的温度、湿度、营养物质、微生物产生重大影响。大火会使原来的生态系统遭受严重损害，严重者则使原有生态系统消失，构成大面积退化生态系统。如中国大兴安岭北部主要分布着寒温落叶针叶林—以兴安落叶松为优势的森林，以及在山地中上部有形成

纯林的常绿樟子松林和少量的红皮云杉、白桦、黑桦、杨树、栎树等。由于这一带气候干旱，雷暴和人为活动的影响，每年春秋季节，森林火灾频繁发生。据统计 1966—1981 年共发生森林火灾 656 次，平均每年发生 41 次，共烧毁林地 2 163 860 公顷，大兴安岭几乎是无林不过火。在森林火灾影响下，使森林形成以下特点：树种单纯，经过火灾筛选下来的树种都是一些对火灾适应力极强的阳性树种，如兴安落叶松、樟子松、白桦、黑桦、山杨 (*Populus davidiana*)、蒙古栎等，具有很强的更新能力，并能在裸地上更新；一般林木稀疏，树龄不大，不少林分出现 2—3 世代，形成 2—3 个林冠层，林冠下层林木是火灾后更新的年轻世代；对火灾适应性较差的树种，如耐荫的红皮云杉几乎全部消失，仅在火灾不重的谷地，才有残存；森林生产力普遍下降。大兴安岭丘陵起伏，雨量集中，在频繁火灾下，水土流失严重，土层浅薄而贫瘠。由于上层林木稀疏，林分生产力普遍不高<sup>[44]</sup>。

火对土壤也有深刻的影响。由于火灾后裸露土壤或有黑灰覆盖的土壤，可以吸收大量的太阳能，因此无火灾的土壤比火灾后的土壤温度较低，这个现象在草原地区更为明显。如果大部分有机质层被地下火所燃烧，一些热可以传到土壤或直到矿质层，有机质层的消失导致火对土壤长期影响，使土壤吸热和反射能力改变，引起土壤退化，从而也影响植被的退化。火对土壤湿度的影响亦很复杂，在某些群落中，藓类和腐殖质能吸收大量的水分，因而有效地阻滞降水很快到达根部，在火的作用下，这层物质消失，从而增加了水的渗透，也增加了水分蒸发。燃烧后的土壤有较高水分蒸发力和较低的持水力。剧烈的火烧还会破坏土壤表面所有有机质。在温度达 200—300℃ 时，85% 有机质被破坏，大量的氮随挥发而消失<sup>[55]</sup>。火灾后在中等温度下许多营养元素被释放，沉积在土壤中的钙镁迅速在生物体内循环，但量的变化很大。土壤 pH 值一般来说，在火后要高于火前。剧烈的火烧还对土壤微生物类群产生影响，毁灭性的野火可以消除土壤上层微生物，然而轻度火烧，在水分尚充足条件下，通常使真菌数量减少，土壤细菌和放线菌种群增加<sup>[54]</sup>。例如，在中国大兴安岭火灾后，对土壤微生物类群影响也很显著，细菌在死地被层和土层中的数量在火烧林地高于未烧林地。在死地被层中的真菌和放线菌数量是火烧林地高于未烧林地，而在土壤层中则是火烧林地低于未烧林地。不仅如此，火烧还改变了细菌、真菌和放线菌在土壤微生物中所占比例<sup>[19, 38]</sup>。

火灾对大型动物有严重影响，它们可逃离火场或被烧死。在火烧迹地上，火对主要鼠种和数量组成有着重要影响。在大兴安岭森林内，主要鼠类有红背䶄 (*Clethrionomys rutilus*)、棕背䶄 (*C. rufocanus*)、林姬䶄 (*Apodemus peninsulae*) 和花䶄 (*Eutamias sibiricus*)。原来林内的优势种红背䶄的数量在森林过火后显著减少，火灾使原生的兴安落叶松林消失，生境改变，林地草本植物繁盛，正是喜草食的鼠类—红背鼠平生长繁殖的适宜生境，其种群数量显著增加。林姬䶄的数量亦逐渐增加。在火烧迹地人工造林后，鼠害则极其严重，害鼠以棕背䶄为主。咬断侧枝、幼梢、部分啃皮，被害幼林死亡率达 70%<sup>[18]</sup>。

总之，火作为退化生态系统形成重要因素，这是客观的现实，几千年来无论是人为点燃的或是自然引起的火一直周期性地燃烧着森林和草原。火的不同频度及强度决定了许多动植物群落的分布与结构，以及群落的演替模式。

现代防火措施，对自然生态系统会产生很大影响，无火灾情况下自然生态系统将出现不同的植物和其它生物的结构与组成、群落演替趋势和营养物质循环特点。因此火作为一种自然过程，对生态系统的影响是国际上重视的问题。有人认为 1988 年美国黄石公园的大火，美国虽然动用了历史上最大灭火力量，直到最后还是依靠天气变化的力量才把大火控制住。

火作为形成退化生态系统的重要因素是值得重视。而人们为了某种经济目的，利用火来控制生态系统的维持和发展，也是值得探讨的问题。

## 6.2 开垦

人类为了生存与发展，必须开垦土地，栽培各种农作物和经济作物，把自然生态系统转化为农田生态系统。原则上讲把物种丰富生态过程复杂的天然生态系统转化为物种单一的草本生态系统是一种退化现象，但从经济发展来看这是必须的。因此农田生态系统是一种人类所必需的受控生态系统。我国的农田生态系统主要分布在平原地区。农田生态系统由于不合理的经营方式，同样会形成退化。土壤是农田生态系统最重要的组成部分，耕垦对土壤的影响，首先是农业开垦破坏天然植被，使裸露的土壤引起风蚀，水蚀和沙化。在天然植被下土壤腐殖质层较厚，土壤腐殖质积累了地球表面太阳能的一部分，也是保证生物圈内生态系统稳定性的土壤生产力的组成部分。农作改变了土壤系统中各种水热条件和物质的循环。土壤水热状况改变的结果是，使土壤中腐殖质类的物质迅速下降，系统调节功能减弱，进而对以土壤腐殖质作为能源的土壤动物和微生物产生影响，例如东北黑土区，土壤有机质含量已由开垦初期的8—10%，下降到1.0—5.0%，全氮含量由0.35—0.40%下降到0.15—0.2%，全磷含量由0.18—0.20%下降到0.10—0.12%。土壤坚实和硬化是在机械耕种及侵蚀影响下所形成，使土壤结构不良，孔隙度不断降低。热带亚热带地区的红壤，在不良耕作和侵蚀影响下，出现了脱硅与铁结核化。也有资料表明，耕垦将明显降低土壤中氨基酸的相对含量。农业施肥的目的是增加土壤速效养分含量，提高土壤肥力，但也同时引进了某些化肥生产中的副产品，如汞、镉等元素，污染了土壤。化肥对土壤的间接影响，主要是促进有机质矿化，加速有机质的消耗，进而影响土壤动物和微生物的总量和数量，并对土壤结构、持水性产生影响。连年施用单一品种化肥时，在短期内可出现酸化现象。

灌溉也是提高农田生态系统生产力的重要措施，目前全世界灌溉面积，约占地球面积的1.5%，而受次生盐渍化影响的土地面积约占灌溉面积50%。我国灌溉地面积占国土面积7.73%。灌溉目的是为了改良土壤，提高作物产量。但是不适当的灌溉，如大水漫灌，渠道渗漏，进水多，排水少，大量多余水进入灌区地下，导致地下水位上升，引起系统次生盐渍化的发展，造成作物生理干旱，导致农田生态系统退化。农药的使用也会改变土壤生物群落的组成，降低土壤生物的多样性，间接影响其它非目的动物，并对植物和微生物等产生不良影响，改变土壤肥沃性。总之农田生态系统退化很重要的方面是土壤退化。土壤侵蚀导致土体构型劣化，由原来的A、B层和谐排列的完整剖面，演替成没有A、B层的母质性土壤，甚至岩性土<sup>[40]</sup>。农田生态系统虽然是结构简单、生产力较高的受控生态系统，但若经营不当，会导致进一步退化，最终失去了人们开垦的目的。

草原开垦是导致草原生态系统退化的重要因素之一。草原开垦应是有条件的，要把草原转化为农田，必须要有大量的投入，才能使生态系统具有较高的生产力。但是把不具备建设为农田生态系统的草原，如半干旱气候、没有灌溉水源的典型草原和沙性母质的典型草原和草甸草原开垦为农田，这样所建的农田生态系统生产力低，且不稳定。几年后，风沙兴起，沙漠化迅速发展，使之不得不弃耕，并影响到邻近未开垦草原。弃耕后的草原生态系统在5—7年内也难以恢复为原有的面貌。通常耕垦后土壤表层的细土颗粒被吹走，细土颗粒减少，粗砂粒增加，在土壤表层逐渐变为粗砂土，土壤表层30cm的范围内，有机质含量与附近未开垦的草原土壤有机质含量相比，几乎减少了60%，全氮含量不及草原土壤的一半，

使草原生态系统遭到破坏<sup>[50]</sup>。又如内蒙呼伦贝尔草原，草原开垦的弃耕地经 20 多年的演替，大半已经恢复，但有些基质较粗，风蚀较重的地段，引起的沙化至今不能恢复原有的系统生产力。又如松嫩平原属半湿润区，风沙大，当地群众对草原采取广种薄收、掠荒轮耕的方式，使大面积地带性植被贝加尔针茅草原，由于随意开垦而所剩无几，均被农田生态系统所替代。不仅如此，开垦还在榆树疏林上进行，因而使岛状榆树疏林也基本消失。可见草原开垦是导致草原生态系统退化的重要因素<sup>[20,42]</sup>。

沼泽的开垦是把种类丰富的湿地生态系统转化为种类单一的农田生态系统。黑龙江的三江平原，由于对沼泽采取综合水利措施，加速土壤熟化等一系列排水、整地措施，使三江平原建设成我国重要商品粮基地。我国南方的围湖造田，也取得不少经验。但是从湿地生态系统角度来看，湿地不仅有植物，还有各种水生生物，由于湿地排干，使很多作为第一性生产者的沼生和湿生植物以及昆虫、软体动物、小鱼、小虾等食草动物和游禽、涉禽、两栖、哺乳动物以及微生物失去其栖息地。不仅如此，沼泽具有蓄水、调节气候和河川径流的功能。它不仅能蓄存大量水分，并能把大量水分通过蒸发和蒸腾作用送入大气，增加大气湿度，调节降雨。沼泽还能减少一次降雨对河流的补给量，使汇水时间延长，削弱河流洪水峰值，起到削弱河流洪峰和延缓洪峰的作用。因此沼泽的保护是十分重要的，沼泽决不能全部成为农垦的对象<sup>[32]</sup>。

值得提出的是黄土高原地区，由于毁林、毁草进行农业开垦，造成黄土高原环境恶化。黄土高原在历史上有大面积森林和草原的分布。由于长期在单一经营、广种薄收、轮荒滥垦的农业经营思想指导下，毁林开荒、毁草开荒愈演愈烈，大面积自然生态系统遭到破坏，使人们所需的燃料短缺，水土流失严重，水源涵养条件恶化，在这样条件下饲料和肥料均很缺乏。由于轮荒滥垦，使土地破碎，土壤肥力衰退，旱灾加剧，使农业生产条件恶化。由于人口压力，要扩大粮食生产，继续开荒扩种，广种薄收，形成农业上的恶性循环。黄土高原由于长期施行广种薄收轮荒制度，终于使林草茂盛、环境优美的黄土高原变成黄土裸露、沟壑纵横、生态恶化、经济落后的地区<sup>[39]</sup>。黄土高原破坏是由于人为开垦所造成，人们若采取合理的土地经营措施，黄土高原地区退化生态系统恢复是有可能的。同样西南地区大片丘陵山地被开垦为农田，把原来的山地森林转化为山地农田，大大加剧了水土流失面积，滑坡和泥石流等自然灾害常易发生，农业产量很低。例如四川省的丘陵耕地，占全省耕田面积地 62.5%，虽然紫色土的天然肥力较高，但由于强度水土流失的影响，使大量良田沦为低产田<sup>[37]</sup>。由此可见农田开垦必须要考虑到水土保持，防止土壤退化。特别是陡坡开垦，更是后患无穷。在农业发展上应走集约经营，提高单产的方针，绝不能采用任意扩大耕田面积，特别是山区丘陵应以发展大农业或混农林业为主。广种薄收的旧习和自然环境的破坏，绝非短时期内所能改善。在中国不合理的耕垦是自然生态系统退化的重要因素之一。

### 6.3 放牧

放牧对自然生态系统有着深刻影响，广大草原地区是我国牧业基地。畜牧业发展重要方面是依靠于草原生态系统。在森林地区由于森林砍伐后所形成的灌丛，草地等退化生态系统，也是放牧的重要的类型。因此放牧对草地和灌丛生态系统的发展也具有深刻的影响。

草原的合理放牧并不会导致草原生态系统的退化。但是随着草原放牧强度增加，会导致草原退化，退化的普遍特征是草丛变矮、覆盖度减小，草原物种减少、特别是适口性好的禾草类植物减少，豆科植物比例缩小，而杂草类、毒草和一年生植物数量逐渐增加；年产草量

下降。在盐渍化的草原上，一年生盐生植物发展很快，往往形成大面积盐生植物群落。退化草原的生境恶化，出现沙化和碱化现象，土壤含水量逐渐减少，土壤 pH 值和电导率逐渐增高。轻度放牧对草地生态系统无不良影响。例如在不同放牧强度影响下在弱度碱土上分布的羊草草地，轻牧区的羊草群落覆盖度为 50%，草高 28cm，鲜重  $361\text{g}/\text{m}^2$ ，而过牧区草丛覆盖度下降为 30%，草高 2cm，鲜重  $67\text{g}/\text{m}^2$ 。与此同时优良牧草还随着放牧强度的增加，草丛叶面积减少，光合作用能力大大减弱，植物因养分耗竭，生活力减弱而死亡。与此同时，生境亦相应地发生变化，可由草地演变为碱斑地或流沙地。又如内蒙古草原由于强度放牧，管理粗放，使草原逐年退化。全区草原退化面积约占草原面积  $1/3$ 。以冷蒿为优势种的退化草原草高仅 2–10cm，盖度为 30%。其退化特征与松嫩平原退化草地雷同<sup>[30,41]</sup>。

针茅草原是广泛用于放牧的一类重要草地。西北地区的针茅草原是优良的冬春牧场，以广泛分布于黄土高原和荒漠地区的短花针茅草原为例，这类草原，在轻度放牧条件下，针茅属植物为密丛禾草，生长茂盛，叶高约 30cm，种群覆盖度约 40%，根系较浅，能适应通气不良的土壤，这是一种地带性草地类型，在轻度放牧条件下仍能自我维持。但在中度及重度放牧条件下，由于针茅对各类牲畜的适口性均宜，受到过度采食，生活力逐渐降低，加上密丛禾草不能忍受强度踩踏，草丛被踩踏碎后，针茅种群的盖度分别下降至 20% 和 10%，针茅优势度则为其它禾草所替代，在过度放牧条件下，针茅属植物再度下降，种群覆盖度仅为 5% 左右<sup>[29]</sup>。

广大的高寒草地也是我国重要的牧业基地。高寒灌丛亦用于牧业生产，不同放牧强度对高寒草地和灌丛产生不同的影响。不适度放牧对植物的高度和盖度产生抑制作用。在重度放牧条件下，羊群采食次数多，强度大，因此留茬的高度和盖度明显降低。如矮嵩草草甸强度放牧后比适度放牧草地的草丛高度下降 50%，覆盖度降低了 8%。现存量的变化，无论是草甸或灌丛均呈现出低–高–低的趋势。在植物生长过程中，轻度放牧的草甸其平均生长率均高于重度放牧草地，其中返青期更为明显。金露梅灌丛也有此现象，6 月份轻度放牧的灌丛生长率为  $2.43\text{g}/\text{m}$ ，7 月份轻度放牧下，灌丛生长率较强度放牧下的灌丛高 1 倍以上。随着放牧强度的增加，植物地上生物量趋于减小，其中禾草类的生物量明显减少，杂类草和毒草的生物量增加，莎草与灌木的生物量减少幅度较小<sup>[52,53]</sup>。总之，高寒草地和灌丛由于强度放牧而导致退化，其退化特点与典型草原和草甸草原的相似。

在森林地区由于砍林而形成次生灌丛和草地亦被广泛利用放牧。山羊对山地灌丛破坏性较大，特别是丘陵山地的人工造林，羊的啃食使幼苗不能成活，林牧矛盾很大。不合理放牧，使退化灌丛和草地不能向森林方向演替，更有甚者，往往使灌丛向草地或裸地方向发展，加剧水土流失，导致土壤更加贫瘠化。

#### 6.4 毁林

森林破坏是导致森林生态系统退化的主要原因。森林是一类具有多功能的生态系统，它既为人类提供木材、燃料，也为人类提供美学、休息、娱乐场所，更有调节气候、水文、保持水土、维持生态平衡的功能，是人类重要的生命维持系统。

森林的采伐是导致退化的原因之一。我国东北林区是我国木材重要基地，采伐的作业方式主要有：皆伐、间伐、择伐和重择伐。不同采伐方式会形成不同程度的退化生态系统。如森林皆伐，由于皆伐后林地裸露，根本地改变了原有生境，使森林转化为灌丛或草地，用拖拉机集材，则会形成条带状的裸地。轻度择伐只改变森林的组成成分，并不改变原有的森

林群落。重度择伐则使森林的面貌改变，由一种森林类型转化为另一种森林类型。如红松阔叶混交林，由于对针叶树强度择伐，其强度超过 60% 以上，把大棵红松全部伐去也不留母树，使生境骤变，导致喜光的阔叶树大量更新，排挤了红松更新，使红松阔叶混交林变为落叶阔叶混交林。

中国的西南地区也是森林资源极为丰富的地区。在 50 年代初，云南、贵州、四川、广西四省森林覆盖率在 30—50% 以上，近 40 年来毁林面积大增。云南、广西森林覆盖率分别为 24% 和 22%；贵州和四川则为 12—13% 左右。云南西双版纳的热带雨林亦由 50 年代的覆盖率 55% 下降到目前约 28%。森林生态系统的退化不仅是面积缩小，还表现在质量下降，功能和结构退化，特别是森林的片断化，由于森林面积小，林木稀疏，且分布在无林地的背景下，使原有森林下的阴性植物不易生存，野生动物特别需要栖息地面积大的大型动物没有足够的栖息地和食物而随之消失，正常的能流、物流过程不易进行，光合生产力低，森林蓄积量下降，森林向疏林、灌丛、草地方向发展。特别是石灰岩上的森林一旦被破坏，原来土层就很薄，伐林后经雨水冲刷，土壤流失，变成裸露岩石，植被恢复极难。因此毁林是造成水土流失的直接原因。目前西南地区水土流失面积约占西南地区总面积的 44.5%，且其扩展速度很快，四川省 80 年代比 50 年代水土流失面积增加了 3 倍<sup>[37]</sup>。随着水土流失，丘陵山地的土壤严重退化，土壤表层有机质不足 2%。

海南岛林区由于森林大面积被砍伐，气候条件恶化，生物资源枯竭。海南岛尖峰岭的热带山地雨林，在森林不同经营方式下，森林小气候发生很大变化。气温的日平均变化，距地 150cm 以下的气温，在原始林内最小，择伐林内次之，皆伐地的气温最高。在 1964 年的测定，1 月最高温与最低温的极差，在原始林内仅 7.1℃，在择伐林为 18.9℃，而在皆伐地的差值达 28.5℃。7 月份的最高、最低气温差值在原始林内为 7.4℃，择伐林为 22.7℃，而皆伐地达 37.7℃。由此可见，皆伐地上地面极端温度显著较高，变幅大，而择伐林和原始林随郁闭度增大，温度变幅减小。在地面径流方面，皆伐地的地表径流大于择伐林地，后者的地表径流又大于原始林的地表径流，其径流比例为 11:2:1。原始森林在调节水文中的功能优于皆伐地，地表径流总量差异可达 10 倍。皆伐地径流是择伐地径流的 4.7 倍，与此同时，土壤含水率在原始林内最高。不仅如此，在原始林及择伐林内有较厚的枯枝落叶层，雨水降落后，除被林冠阻截外，枯枝落叶层能吸收很多雨水，并减少了雨水对土壤的直接冲击，表土不易流失。原始林、择伐林和皆伐迹地的泥沙流失量比例为 1:4:10。从以上例子可见森林皆伐后，采伐迹地上发展起来的退化灌草丛，调节水文、保持水土能力大大降低。热带森林由于人类活动频繁，原始林所存无几，而分布较多的为热带次生林。而热带次生林由于采伐强度不同也影响到土壤微生物类群及其活性。在采伐强度达 50%、70% 和皆伐地上，微生物总数比未采伐的热带次生林内减少 39%、54%、65%，细菌数量明显减少，放线菌数量略有增加。细菌数在微生物中的比例大大下降，放线菌的比例增加很多。土壤中酶活性也有所降低，但幅度不大<sup>[22,45]</sup>。

刀耕火种是热带地区砍伐森林，开垦农田的一种主要方式，也是某些地区对森林的利用方式。在人口密度较小的情况下，在大面积森林中砍伐一定面积林地开垦种植旱作，好似在森林中间开辟一个林窗，种植 1—2 年后弃荒，由于有 10 年左右的轮歇期，森林植物在林窗中可以逐渐恢复，这在解决人民生活上起到一定作用。但随着人口密度增加，山区经济作物，种植园和经济林的迅速发展，刀耕火种面积不断增大，大大减少了森林的覆盖率。为了

增加产量，需要更进一步扩大刀耕火种面积，并缩短轮歇期，由 10—12 年缩短到 2—3 年。经过反复垦植，水土流失加剧，加上周期性火灾和过度放牧，弃荒地严重退化<sup>[9]</sup>。这种现象在云南、广西、海南的热带地区及贵州部分地区比较普遍，刀耕火种是引起森林退化的一个重要原因，已引起大面积的水土流失。

### 6.5 经济作物种植园和人工林

种植园在中国国民经济上起有重要作用，但对自然生态系统而言，它也是一类退化生态系统。但这是经济发展所必须的，在人类控制条件下得以生存和发展这类生态系统可称之为受控生态系统。从 50 年代开始，中国热带地区达到了大规模的开发阶段，除直接利用野生生物资源外，还大力发展经济植物。橡胶是首先受到极为重视的经济植物，在海南岛、雷州半岛凡认为是宜胶地，大多建设为橡胶园。在云南西双版纳的 30 多年来，共发展了橡胶园 8 万多公顷。橡胶园的发展主要是由砍伐热带森林而换取得到的，如西双版纳的橡胶园的 50% 是砍伐热带森林，40% 是砍伐松及竹木混交林而发展的，仅 10% 是开垦荒山种植的<sup>[9]</sup>。不仅如此，热带水果、咖啡、胡椒等热带经济作物以及茶园、甘蔗和亚热带的经济作物也大面积种植在不同地区，形成一定规模。这些经济作物的发展对改善地区的经济发挥重要作用。但从另一方面来看，由于大规模的开发，使海南、广东、广西、云南的热带和南亚热带地区的森林受到严重破坏。如云南西南部的热带地区从 50 年代到 80 年代共减少森林 125 万公顷，平均每年减少约 4 万公顷。广西全区由 1950—1980 年森林经多次砍伐，损失严重。现全区热带森林包括红树林在内仅存 11.89 万公顷，仅占热带地区总面积的 1.04%，导致水土流失极为严重。四川、贵州、南亚热带森林覆盖率也明显减少，小气候向干热型转化。为了经济发展需要，人们不可能毁去种植园而恢复原来的森林，除非是那些不宜种植地段，可设法使之恢复成林。但是有一点必须注意的，是在发展经济作物种植园的同时，要考虑自然保护。对已有种植园要加强管理，加以稳定，尽量减少水土流失。不要再砍伐森林发展种植园，应利用宜林荒地发展合宜的经济作物。

人工林的营造，在我国森林覆盖率低的国家是十分重要恢复森林的措施之一。在人工林营造的过程中，宜林地及树种的选择是至关重要。而且应在宜林荒地上进行。不应以次生林改造为名，把残存的自然森林生态系统，主要是阔叶林砍去，营造人工的针叶纯林。对宜林荒地而言，人工林的营造是顺向演替的发展趋势。而对被砍伐的天然林来讲，这种人工林是退化生态系统，它使系统物种变为贫乏，水土保持功能下降，病虫害易于发生。更由于人工林的连作，使土壤肥力下降，导致土壤退化。因此人工林的营造，应在宜林荒地上进行。树种应采用当地的优良树种，为了林业生产需要，以营造针叶与阔叶混交林为宜。若为了恢复自然森林生态系统为目的，可根据土壤肥力状况，首先选用阳性树种，逐步再把自然林中优良树种补入，使之逐渐恢复为在组成上相似于原生性的森林生态系统。综上所述，陆生自然生态系统退化的原因是多种多样的，而且各因子之间往往有所联系。此外，环境污染等也是系统退化的重要原因。如污水灌溉、污水排放、大气及废弃物污染、酸雨等均会引起各类生态系统的退化。全球变化对陆生生态系统的影响更是值得重视的议题。

## 7. 陆地退化生态系统的主要类型及其分布

退化生态系统的概念在本书的第一章中已阐明，生态系统退化不仅表现在优势种及其一系列组成种类、结构等生态系统特征的变化，还表现在优势种虽然不变，但其组成、结构及

生态过程上的变化。生态系统的动态变化有着不同的发展阶段，顶极生态系统是成熟和相对稳定的类型，对顶极生态系统被破坏后处于不同演替阶段的退化生态系统，可从不同的角度加以讨论。以森林为例，森林砍伐后所形成的裸地是极度退化的状态，裸地发展为草地、灌丛这是一种进展演替，而对过去的森林生态系统而言，这些均为退化生态系统。同样在草地和灌丛中营造人工林，这是人工促进演替，加速转化为森林生态系统。但人工林一般种类单纯，结构简单，与自然森林生态系统相比，它也是退化生态系统的不同发展阶段，除极度退化者以外，各类退化生态系统有着其独特的经济效益和生态效益，特别是在严重破坏的生境条件下，要立即恢复成原生的生态系统有相当的难度，这是由于自然生态系统退化包括土壤的退化、气候和小气候变化等。退化了的贫瘠土壤，对需要肥沃适宜生境的原生生态系统的生存是不可能的。因此要通过生态系统退化后，不同顺向演替阶段，逐渐改善生境，包括改良土壤和小气候条件，使退化生态系统逐步向更高级的阶段发展。由此可见，退化生态系统的恢复应以植被、动物和微生物群落的演替理论为指导。

### 7.1 退化森林类型及其发展趋势

退化森林类型很多，本文着重讨论落叶阔叶林和暖性针叶林。疏林是任何原生森林类型，由于人类砍伐、打柴、采集经济植物等活动，致使森林变为稀疏，原来林内的阴性植物消失，代之以阳性草本和灌木，更由于灌木或草本发达，使原来森林树种的更新困难，森林生产力低，其调节气候和涵养水源，保持水土的作用降低。疏林若不采取保护措施，会进而向灌丛或草丛方向发展。疏林在人类活动频繁的低山丘陵较为常见，但面积很小。

#### 7.1.1 落叶阔叶林

这类退化森林分布很广，从东北、华北到东南、西南均有出现，是各种地带性森林类型在人类干扰下的产物。最普通的有各种桦木林、杨树林、栎林和落叶阔叶混交林。桦木林主要是寒温针叶林破坏后的退化类型，也是红松阔叶混交林和分布在海拔较高的原生性的落叶阔叶林的逆向演替类型。桦木林中以白桦林分布最广，主要分布在东北大小兴安岭、长白山以及辽宁、河北、山西、陕西、河南等山地，甚至在青藏高原也有白桦林的分布。分布的海拔高度由北向南逐渐上升，在大兴安岭白桦林分布海拔400—1100m，是兴安落叶松林破坏后所形成。在长白山的分布海拔约为1160—1200m，它是红松阔叶混交林破坏后的次生类型。在山西的五台山、关帝山、芦芽山一带，白桦林是青杆和白杆林破坏后的次生林。陕西在延安以南的崂山、桥山、黄龙山等地海拔1000—1600m和秦岭海拔1000—2000m范围内均有白桦林生长，这是油松林、油松、栎类混交林或华山松林、栎林破坏后所形成。在河北和北京的雾灵山、灵山、百花山，白桦林在1500m左右是原生性栎林和栎、槭、大叶白腊(*Fraxinus rhynchophylla*)等阔叶混交林破坏后的退化类型，在海拔1500m以上则是华北落叶松林、青杆林、白杆林的次生类型。在青藏高原海拔3500—4100m阴坡上分布的白桦林是云杉林和冷杉林破坏后所形成。可见白桦林是多种地带性森林破坏后所形成次生林。白桦是阳性树种，每年都有大量结实，种子小而轻，传播比较远，在火烧和采伐迹地上，甚至是在苔藓层发达的采伐地上均易于下种。是我国北方分布最广的类型，甚至在内蒙草原地区阴山山脉的大青山、乌拉山、蛮汗山海拔1200m以上山地阴坡、半阴坡也有白桦林。这是垂直地带性落叶阔叶林的退化类型。中国的桦木林的类别较多。硕桦(*Betula costata*)林和黑桦主要分布在中国北部山地，硕桦林通常为红松阔叶混交林破坏后所形成，在吉林长白山、辽宁东部山地常与黑桦林或白桦林镶嵌分布。在北京灵山是华北落叶林破坏后的次生类型。黑

桦林在大兴安岭常出现在瘠薄山地，分布面积不大，在北京灵山也有小面积分布，所在地的生境条件较好。红桦（*Betula albo-sinensis*）林和糙皮桦（*Betula utilis*）林，在秦岭、巴山、关山等地2000m以上中山均有分布。红桦林分布海拔稍低约2000—2500m，也见于河南伏牛山、熊耳山、崤山，是北亚热带与暖温带南部山地上常见类型。此外，在四川西南山地海拔2500—3000m之间也有出现，红桦林是由云杉林破坏后退化而成。糙皮桦林分布稍高，约2400—2800m，主要是冷杉林破坏后的退化类型。在青藏高原喜马拉雅山南侧2500—4100m山坡上也有糙皮桦林出现，集中分布在海拔3800—4100m之间，是多种冷杉林和云杉林破坏后所形成。光皮桦（*Betula luminifera*）林主要在亚热带山地上分布较多，面积较小，在巴山海拔1100—2100m，秦岭海拔1500—1900m以及贵州西部山地海拔1300—2400m之间均有分布。在秦巴山地的光皮桦林是由华山松林和铁杉林破坏后所形成，在贵州西部山地则是常绿阔叶林破坏后的次生类型。光皮桦还可与旱冬瓜（*Alnus nepalensis*）构成落叶阔叶林，主要分布在亚热带西部地区即云南、贵州西部、广西西北部。此外，四川、西藏等省区也有小面积分布。

杨树林也是寒温针叶林、针阔混交林、落叶阔叶林以及常绿阔叶林破坏后所形成，分布范围较广。杨树林在北方和亚热带的亚高山可以山杨林为代表，在南方低山则有响叶杨（*Populus adenophora*）林。山杨林在我国分布非常广泛，在东北、华北、西北、西南、华中各地均有存在。在寒温带的大兴安岭海拔400m或600m以下缓坡的山杨林是由兴安落叶松林或蒙古栎林破坏后所形成。在中温带的长白山、千山的针阔混交林破坏后，可由山杨林所替代。在暖温带原生性落叶阔叶林和针叶林破坏后，形成山杨林。例如在河北的冀北山地，山杨林分布在海拔700—1750m地段。是落叶阔叶林破坏后所形成的次生林。在山西五台山、关帝山、管涔山等海拔1500—1900m所分布的山杨林是青杆、白杆林的次生类型。在秦、巴山地的亚高山带的山杨林是青杆林的退化类型，在中山带是由锐齿槲栎（*Quercus aliena* var. *acuteserrata*）林，华山松林或松、栎混交林破坏后的次生演替类型。在四川西部高原及高山峡谷地区边缘海拔2200—4000m地段也有山杨林分布，是云冷杉林破坏后所形成。在贵州西部地区，山杨与光皮桦形成混交林，垂直分布幅度约1300—2400m，较集中分布于1600—1800m地段，在干旱地区的新疆阿尔泰山西南坡，准噶尔西部的巴尔雷克山和天山北坡，欧洲山杨（*Populus tremula*）林替代了在东部地区广泛分布的山杨林，分布海拔为1500—2400m，它通常为雪岭云杉林破坏后所形成的。在中国的南部低山丘陵常见有以响叶杨为主的并与多种亚热带落叶阔叶林所组成的杨树林，分布海拔500—1700m，可与枫香、杉木（*Cunninghamia lanceolata*）、马尾松构成混交林，一般分布面积很小。栎林既有原生类型，又有次生类型。在暖温带落叶阔叶林区域所分布的多种栎林，大多为原生类型，但在寒温带、中温带以及广大亚热带所分布的栎林，大部分为退化生态系统。对它们的区分是比较困难，各学者的观点不很一致。蒙古栎林一般认为是兴安落叶松林和红松阔叶混交林破坏后的次生类型，是原生的森林类型遭受破坏后，生境变干，蒙古栎林替代了原生类型。在我国东部亚热带的低山丘陵海拔400m以下，常绿阔叶林破坏后，可能被栓皮栎（*Quercus variabilis*）林所替代。在西部亚热带贵州西部和西南部，从河谷400m至2200m高原，在常绿阔叶林或常绿落叶阔叶混交林破坏后的生境下，均有栓皮栎林分布。麻栎（*Quercus acutissima*）林在亚热带的东部安徽、浙江、江西海拔300—900m丘陵地区，在西部贵州海拔500—1800m山地丘陵，是由常绿阔叶林破坏后所形成。短柄枹栎（*Quercus glandulifera*）

*var. brevipetiolata*) 林是暖温带南部、北亚热带和中亚热带分布较广的次生类型，它分布纬度为 $24^{\circ}-37^{\circ}$ ，东经 $105^{\circ}-119^{\circ}$ ，幅度由 $60-2000m$ 。在海拔低处如湖南，多见于 $500m$ 以上低山，为常绿阔叶林的次生类型。在海拔较高处，如在浙江的安吉、临安、淳安、开化等县海拔 $1000m$ 左右山脊两侧及开阔山顶，在常绿落叶混交林破坏后被短柄草栎林所替代，如进一步破坏，会形成灌丛或草地。在这样条件下台湾松(*Pinus taiwanensis*)首先侵入，逐步与短柄草栎形成针阔叶混交林，然后仍发展为短柄草栎林。在江西短柄草栎林主要分布在中低山，如江西北部的庐山、东北部的大茅山、西北的石花尖海拔 $800-1200m$ 的山地，有较大面积的分布。栎林中的白栎(*Q. fabri*)林和小叶栎(*Q. chenii*)林是仅分布于亚热带海拔 $800m$ 以下低山丘陵的次生林，都是常绿阔叶林破坏后所形成。值得提出的是由各种栎树形成的矮林如蒙古栎，辽东栎(*Q. liaotangensis*)、槲树(*Q. dentata*)等构成矮林，这是为了饲养柞蚕，人工修枝所形成的退化生态系统。此外，栎林由于多次砍伐后萌蘖，构成萌生丛，它外貌如灌丛，是由栎类及多种灌木所构成的退化类型。壳斗科的锥栗(*Castanea henryi*)林，在长江以南，安徽、浙江、江西、湖南、贵州、云南等省均有分布。在中亚热带东部分布海拔在 $1000m$ 以下，在西部分布海拔可达 $2000m$ ，是常绿阔叶林破坏后的退化类型。

落叶阔叶混交林在中温带和亚热带森林地区均为退化生态系统。中温带的落叶阔叶混交林是红松阔叶混交林通过择伐后所形成，落叶阔叶混交林有核桃楸、水曲柳，紫椴(*Tilia amurensis*)、春榆(*Ulmus propinqua*)、色木槭(*Acer mono*)分别为主的阔叶混交林。这些落叶阔叶树种，原是红松阔叶林的主要组成成分。在不同生境条件下与红松构成不同类型的针阔叶混交林，在红松砍伐后则形成阔叶混交林，例如核桃楸、水曲柳混交林在长白山、辽宁东部山地海拔 $300-800m$ 中低山生长。这二个树种根深、喜光，对水肥要求比较严格，在水分充足排水良好的肥沃土壤上生长良好，通常生活在有水流动的沟谷地及其两侧和山麓。椴树林是红松、椴树混交林破坏后所形成，在小兴安岭、长白山、完达山、辽宁东部山地均有分布，一般分布在阴坡和半阳坡，是针阔混交林经择伐针叶树后所形成。水曲柳林在辽宁东部海拔 $300-900m$ 平缓的阴坡、半阴坡以及台地上分布，这是由榛子(*Corlylus heterophylla*)红松林经过多次择伐后所形成。春榆林在长白山、张广才岭、完达山林区海拔 $300-1100m$ 低山丘陵的缓坡或坡麓分布，以阴坡和半阴坡居多，在山间盆地谷地和河滩地等地势低平的地段也有出现。春榆林是由春榆、水曲柳与红松混交林经破坏后所形成。此外还有色木槭林等。

在亚热带分布的落叶阔叶混交林类型亦较多，有化香(*Platycarya strobilacea*)林、枫香林、赤杨叶(*Alniphyllum fortunei*)林。化香林分布甚广，在华东、华中、华南、西南山区中、低山均有分布。在秦岭南坡及巴山东部，出现有化香与多种落叶栎类及黄檀(*Dalbergia hupeana*)、盐肤木(*Rhus chinensis*)组成的落叶阔叶混交林。枫香林分布在亚热带东部海拔 $600m$ 以上丘陵以及贵州海拔 $1500-1600m$ 以下的山地，土壤为黄壤和山地红黄壤。枫香在一般条件下为常绿阔叶林内的伴生树种，在常绿阔叶林遭受砍伐后，只要有种源存在，常侵入立地较好的林地，迅速发展为枫香林。林龄较大的枫香林内常混生有多种落叶和常绿阔叶树，并逐步向常绿阔叶林发展。赤杨叶林在江南各省低山丘陵有小面积分布，海拔约 $400-800m$ 。在贵州梵净山东南坡海拔 $900m$ 以下的深切河谷两侧也可见到，这是常绿阔叶林破坏后所形成。此外尚见有响叶杨林，一般分布在海拔 $500-1700m$ 之间坡地，是严重

破坏的林地、火烧迹地以及弃荒地的先锋树种。响叶杨与枫香、杉木、马尾松等构成的混交林，一般见于紫色砂岩土、砂岩、及石灰岩山地低山，是常绿阔叶林经开垦后弃荒而逐渐形成的。

总之，各类退化的落叶阔叶林的形成，是与地带性森林类型的种类组成密切相关。通常落叶树常为原生类型中的伴生树种，凡喜光耐贫瘠的落叶树种，在常绿阔叶林或常绿落叶阔叶混交林破坏后，在有物种条件下，或是落叶树种的萌生性较强的情况下，均可形成以落叶阔叶树为主的森林，它们通常是不稳定的生态系统。人类进一步破坏，可退化成灌丛或草地。

### 7.1.2 暖性针叶林

主要在亚热带常绿阔叶林地区的低山、中山都有不同的针叶林出现，其中松林、杉木林和柏木林是我国主要的针叶林，也是重要的木材资源。

松林在亚热带类型最多，有马尾松林、云南松林、台湾松亦称黄山松林、乔松（*Pinus griffithii*）林和思茅松（*P. khasya*）林。此外，在热带有海南松（*Pinus latherii*）林。各种松林在亚热带的分布因生境的差异而有所不同。以马尾松林分布为核心，可以看到松林种类的替代现象。马尾松林是中国东南部湿润亚热带地区分布最广的松林，既有天然林，也有大面积的人工林。马尾松林分布的北界是在秦岭、伏牛山南坡及淮河以南，它的分布范围以北则为暖温带的油松林所替代。在西部亚热带，云南松林替代了马尾松林。马尾松林的南界抵雷州半岛和海南岛，这里马尾松林消失，所见的为海南松林。马尾松林的垂直分布高度，在它分布北界即秦岭南坡和大巴山，见于海拔1000m以下，在1000m以上，则被油松林、华山松林、巴山松（*Pinus henryi*）林所替代<sup>[33]</sup>。马尾松林在伏牛山南坡，大别山、桐柏山分布在海拔800m以下。在江南丘陵和浙闽山地一般都在800—1000m以下，但在800m以上逐渐为台湾松林所取代。马尾松林在贵州高原一般见于1200m以下，南岭山地可至1500m。它的分布最适高度在300—800m。马尾松林在中亚热带生长最好，南亚热带低山丘陵上则生长矮曲。马尾松适应性强，能耐干旱贫瘠的土壤，当常绿阔叶林屡遭砍伐，甚至退化为草丛后，马尾松作为先锋树种可以首先侵入，并逐渐形成天然的马尾松林。马尾松林不仅有纯林，还常与杉木、短柄枹栎、栎类、枫香构成马尾松与阔叶树的混交林。这是由马尾松针叶林向阔叶林演替的中间阶段。可见马尾松林很不稳定，当它发育到一定阶段，生境有所改善，它本身林下的幼苗更新不良。而某些耐阴的阔叶树逐渐进入，特别在生境优越条件下，松林恢复为落叶阔叶林至常绿阔叶林演替速度较快。但是马尾松林在人类不断干扰下是相对稳定的。云南松林是亚热带西部偏干性的松林类型。它的分布以滇中高原为中心，东至贵州、广西西部，南达云南西南部，北到藏东、川西高原。云南松林在滇南为思茅松林所取代，在四川西部和云南西北部，随着海拔上升，高山松林替代了它的分布。云南松林垂直分布幅度很大，但集中分布在海拔1500—2800m范围内，下限可降至1000m，上限达3500m以上，西藏仅分布在察隅河谷900—2700m地段。云南松与马尾松相似，为阳性树种，耐干旱贫瘠的土壤，对生境适应性较强，结籽多，易传播，自然更新良好。但在土层深厚、湿润处，云南松林内常有常绿阔叶树种侵入，通过松与阔叶混交林阶段，可以恢复成常绿阔叶林<sup>[15]</sup>。如果常绿阔叶林砍伐火烧后，又可演变为云南松林，松林进一步遭砍伐，在低海拔干热气候条件下，可形成余甘子（*Phyllanthus emblica*）为主的灌丛。在高海拔3000m以上的阳坡，云南松林破坏后，可形成高山栎类或珍珠花（*Lyonia ovalifolia*）、杜鹃、乌饭

(*Vaccinium*) 等灌丛。台湾松林在东部亚热带的福建、安徽、浙江等海拔约 900—1700m 的中低山分布，它是常绿阔叶林或常绿、落叶阔叶混交林破坏后形成的。台湾松可与常绿阔叶树木荷、云山椆 (*Cyclobalanopsis nimbium*) 或落叶阔叶树短柄枹栎、黄山栎 (*Quercus stewartii*) 等构成松与阔叶树混交林，它是由台湾松林向常绿阔叶林或常绿落叶阔叶混交林发展的中间阶段。乔松林分布局限，主要分布在喜玛拉雅南坡，从我国中喜玛拉雅山南侧直至滇西北的独龙江河谷（高黎贡山北坡西侧）均有分布<sup>[8]</sup>。乔松是需要较高温度和比较喜湿的阳性树种，但也具有一定耐旱和耐土壤瘠薄的能力，垂直分布幅度在海拔 1000—3300m 之间。土壤为山地棕壤和黄棕壤。

思茅松林是滇中南和西南的主要森林，分布区大致在北纬 23°—25°，东经 100°—102°，是西部亚热带的代表性类型，见于宽谷盆地周围的低山丘陵、沿江两岸海拔约 1000—1900m 的山地。思茅松常与常绿阔叶树红木荷 (*Schima wallichii*) 构成混交林。这类松林的顺向演替趋势为常绿阔叶林。海南松林是热带丘陵、平地及低山的针叶林，分布面积不大，见于海南岛、雷州半岛、广东东南部和广西东南部，这是地带性热带季雨林和雨林破坏后形成的退化生态系统。

杉木林广泛分布于东部亚热带，分布范围北起秦岭南坡、桐柏山、大别山，南至广东信宜、广西郁林、龙州、云南麻栗坡一带，西部达四川边缘山地和贵州西部，其中以武夷山、南岭山地和湘、桂、黔交界山地生长最好。杉木林最适生于中亚热带地区，垂直高度 800—1200m 以下。杉木林大面积为人工林，只有少量为天然林。天然林常与马尾松、毛竹 (*Phyllostachys pubescens*) 和多种阔叶树形成混交林。杉木林是中国的重要木材资源，与马尾松林和柏木林构成我国南方最重要的常绿针叶林类型。杉木适于温暖湿润、土层深厚、静风山凹谷地，土壤以土层深厚、湿润肥沃、排水良好的酸性红壤、黄壤、山地黄壤和黄棕壤最适宜。杉木林也是常绿阔叶林砍伐后所形成。杉木人工林生长快，7 年就可成材，因此它的发展面积很大，由于杉木生长需要一定土壤肥力，杉木人工林在原地连作，肥力衰退会导致土壤退化，森林生产力下降。实践证明，杉木与常绿阔叶树混交的人工林，能改良土壤肥力，促进杉木的生长，改杉木纯林为杉木阔叶混交林，这是持续利用杉木资源的重要途径之一。

柏木林见于中亚热带，分布分范围不如马尾松林和杉木林广泛，多见于石灰岩山地。柏木林主要有两类，即柏木林 (*Cupressus funebris*) 林和冲天柏 (*C. duclouxiana*) 林。前者的分布中心在亚热带东部、湖北西南部，湖南西部，贵州和四川东部和广西北部，见于海拔 300—1000m 石灰岩山地的山腰和山麓，有天然林，也有大面积的人工林。土壤为黑色、红色石灰土或钙质紫色土或中性黄壤，最适于土层深厚的钙质土上生长。在土壤贫瘠干旱和岩石裸露地上常呈疏林状。柏木林在生境良好条件下，混生有很多常绿阔叶树和落叶阔叶树种，它逐步向常绿阔叶林或常绿落叶阔叶混交林发展。冲天柏林是中亚热带西部石灰岩山地海拔 2000—3000m 的特有类型。由于采伐利用，分布面积很小。冲天柏常呈疏林或散生。柏木林除上述两类外，尚有岷江柏 (*Cupressus chengiana*) 林和巨柏 (*C. gigantea*) 林，均见于中国的西南部，面积不大。

油杉林 (*Ketelleria* spp.) 在四川、云南、贵州均有分布。滇油杉 (*K. evelyniana*) 林分布在海拔 1800—2300m 的地段，除小片纯林外，经常与高山栲 (*Castanopsis delavayi*) 或滇青冈 (*Cyclobalanopsis glaucoidea*) 或云南松及华山松混交。这是常绿阔叶林破坏后的森

林发展早期的演替阶段。铁坚杉 (*K. davidiana*) 林及青冈油杉 (*K. davidiana* var. *chienpeii*) 林在四川、贵州、湖南、湖北山地均有分布，分布海拔可由 600 至 1000—1300m 的半阴坡，它易于被马尾松林所替代，继而向常绿阔叶林方向发展。

## 7.2 退化灌丛及其发展趋势

退化灌丛都是由森林生态系统退化而成，大面积分布在中国的温带、亚热带和热带的森林地区。不同气候带分布着不同灌丛，在北温带、中温带、南温带地区往往有同一优势种的灌丛。同样，同一类灌丛可以分布在广大的亚热带区域，因此把退化灌丛区分为温带灌丛、亚热带和热带灌丛。

### 7.2.1 温带灌丛

温带灌丛主要由落叶阔叶灌木所组成。它是寒温针叶林区域，中温带针阔叶混交林区域及暖温带落叶阔叶林区域广泛分布的退化灌丛。常见的有榛子 (*Corylus* spp.) 灌丛、胡枝子 (*Lespedeza* spp.) 灌丛、绣线菊 (*Spiraea* spp.) 灌丛、虎榛子 (*Oxytropis* spp.) 灌丛、蔷薇 (*Rosa* spp.) 灌丛、黄栌 (*Cotinus* spp.) 灌丛、胡颓子 (*Elaeagnus* spp.) 灌丛、栒子木 (*Cotoneaster* spp.) 灌丛、小檗 (*Berberis* spp.) 灌丛、酸枣 (*Zizyphus* sp.) 灌丛、荆条 (*Vitex* spp.) 灌丛和柳树 (*Salix* spp.) 灌丛等等。灌丛类型十分丰富。

榛子灌丛在温带，主要有毛榛 (*Corylus mandshurica*) 灌丛和平榛 (*Corylus heterophylla*) 灌丛。这两类灌丛在针阔混交林和落叶阔叶林破坏后所形成。毛榛灌丛在红松阔叶混交林呈片断化后的林缘边上，有茂密生长，分布局限。平榛灌丛在寒温带大兴安岭 600m 以下，由蒙古栎、兴安落叶松林或蒙古栎林破坏后而派生，它也是红松阔叶混交林破坏后的退化类型。在暖温带山地也有广泛分布，在暖温带的北部，分布海拔高度为 200—1200m，在南部见于海拔 1000—1800m 的阴坡，大多生长在林缘或林间空地，土壤为棕壤。灌丛中除伴生有多种落叶灌木外，还混生有各种栎树及阔叶树的幼树。这类灌丛只需经过封山、抚育，易于恢复成林。

胡枝子灌丛，可以二色胡枝子 (*Lespedeza bicolor*) 灌丛为代表。它是针阔混交林和落叶阔叶林破坏后所形成，尤其在暖温带山地有广泛分布。在该带的北部，主要分布在海拔 200—600m 的低山丘陵阴坡，由此向南，则见于海拔 500—1900m 的阴坡或阳坡上，以二色胡枝子占绝对优势，并伴生有多种灌木。灌丛中还散生多种乔木幼树，随海拔的变化，散生的乔木有不同的栎树、桦木、椴树和山杨等。二色胡枝子还可在郁闭不大的林下生长，可见这类灌丛是森林砍伐后所形成。由于有某些乔木种子存在或乔木的萌蘖力强，灌丛中常有乔木幼树生长，这类灌丛的生境一般较好，通过封山，易于恢复成林。在暖温带南界秦岭一带是以美丽胡枝子 (*L. formosa*) 灌丛、铁扫帚 (*L. cuneata*) 灌丛和短梗胡枝子 (*L. cyrtobotrys*) 灌丛为代表。美丽胡枝子灌丛在秦岭很普遍，在山坡、山脊、山顶均有出现，垂直分布约 1200—1800m，是山地栎林破坏后在恢复过程中的先锋灌丛阶段，它的优势程度随灌丛发育阶段而异，在前期，美丽胡枝子占绝对优势，其后逐渐被榛子、绣线菊、胡颓子等多种灌木侵入。美丽胡枝子是一种极不稳定的灌丛，它可被榛子、胡颓子、黄栌等灌丛所替代，榛子灌丛等进一步发展，有乔木或小乔木侵入逐步恢复为栎林。铁扫帚灌丛分布在秦岭北坡，从坡麓至海拔 1600m 左右的平缓地带。这是栎林开垦后弃耕地上的先锋灌木群落，它与美丽胡枝子灌丛的发展趋势相似，是不稳定的灌丛，存在时间约 10 年，其后逐渐被榛子灌丛等所替代。通过多种阔叶树杨、柳等混交阶段，最后恢复为栎林。短梗胡枝子灌丛亦

见于秦岭北坡，是栎林破坏后退化为蕨菜（*Pteridium*）草地，由草地再演替为短梗胡枝子灌丛，它亦为不稳定的先锋灌丛，其发展趋势与上述两类胡枝子灌丛相似。

绣线菊灌丛类别亦较多，分布最广的有土庄绣线菊（*Spiraea pubescens*）灌丛、三桠绣线菊（*S. trilobata*）灌丛，其次有绒毛绣线菊（*S. dasyantha*）灌丛、中华绣线菊（*S. chinensis*）灌丛等。土庄绣线菊灌丛，在暖温带山区都有分布。在大兴安岭南部山地和内蒙古阴山山坡也有存在。大兴安岭南部分布海拔分别为400—800m山地阳坡及300—500m阴坡。在冀北山地分布海拔约800—1000m。在山西、陕西、河南中山较多，大多见于1300—2000m阴坡，土壤为褐土或棕壤。土庄绣线菊多为栎林下的灌木，森林破坏后就形成以土庄绣线菊为主的灌丛，若有乔木种子残存或能萌蘖，易于恢复成林。三桠绣线菊分布海拔较低，它比土庄绣线菊更喜暖耐旱，在暖温带落叶阔叶林区域分布广，它的分布自北部向南，面积逐渐缩小，垂直分布的高度也逐渐上升，由海拔100—800m的低山，向南上升至海拔900—1500m的阴坡或阳坡。土壤以褐土为主。在内蒙古大青山和峦汗山由于气候干旱，这类灌丛分布在海拔1500m石质山地阳坡，在海拔稍低的1300m则见于半阳坡至阴坡，灌丛中除有多种灌木混生外，还见有多种栎树混杂其中，它也是栎林破坏后的退化类型。绒毛绣线菊灌丛和中华绣线菊灌丛在暖温带中山分布较狭。

虎榛子（*Ostryopsis davidiana*）灌丛，在辽宁西部、冀北山地、山西吕梁山及太行山区和陕北子午岭有广泛的分布，在阴山山脉的大青山、峦汗山，宁夏的贺兰山、大罗山、六盘山以及甘肃的兴隆山、马山的山地落叶阔叶林的林缘也有生长。此外，在青海大通河下游谷地和黄河谷地、循化、孟达山等地的海拔1750—2100m山地阴坡和半阴坡也有虎榛子灌丛的分布。它的分布相当广泛。在暖温带落叶阔叶林区域的北部，分布在海拔250—900m的阴坡，至南部则见于海拔1000—1800m中山阴坡和半阴坡。在大兴安岭南部分布海拔为800—1000m山地，亦可上升至1200—1300m地段。虎榛子灌丛通常为栎林和山杨林破坏后的退化生态系统。在青海，虎榛子灌丛是油松林和华山松林的退化类型，分布面积很小。

蔷薇（*Rosa* spp.）灌丛的类别比较多，其中分布较广的有山刺玫（*R. davidae*）灌丛和黄刺玫（*R. xanthina*）灌丛，其次有黄蔷薇（*R. rugosa*）灌丛和美蔷薇（*R. bella*）灌丛。山刺玫是比较耐寒和喜湿润的中生落叶灌木，在大兴安岭西麓山地分布较广，在林缘或桦木、山杨林破坏后退化为这类灌丛，在陕西和山西中山地带也有分布。黄刺玫灌丛主要分布在山西中、南部山区海拔1000—1600m山地阴坡和阳坡，土壤为褐土，为栎林破坏后的次生灌丛。在大青山、乌拉山和贺兰山的低山阳坡或沟谷和半阳坡也有分布，黄刺玫比较喜暖耐干旱。黄蔷薇灌丛在晋陕黄土高原较多，在子午岭、榆林地区南部，海拔1000—1600m基岩裸露的阳坡和梁峁顶部均有分布。美蔷薇灌丛见于山西中部山地，一般在林缘呈小块状分布。在大青山以南山地也见有分布。此外在新疆干旱地区的天山，伊犁山地海拔1250—2100m阴坡也有不同种类的蔷薇灌丛生长。

黄栌（*Cotinus coggygria* var. *cineraria*）灌丛在河北、河南、山东、山西、陕西等省的中、低山，如太行山区、中条山和吕梁山南段，海拔700—1400m干旱的阳坡和半阳坡均有分布，在北京西部山地黄栌灌丛在1000m以下低山比较常见。它在秋季叶子发红，称之为红叶，外貌十分美丽。蚂蚱腿子（*Myriophyllum dioica*）灌丛，见于河北北部和西部、北京西山、山西东部的太行山海拔300—700m之间山麓，蚂蚱腿子是华北的特有物种，这类灌丛分

布面积不大，常呈片状镶嵌在荆条灌丛的分布地段，一般生长在小地形微凹、相对较湿润的地段，是栎林经反复破坏后所形成。

荆条 (*Vitex negundo* var. *heterophylla*) 灌丛，是暖温带落叶阔叶林区分布最广，所占面积最大的灌丛，从辽宁西部及辽东半岛经河北、山西、山东直至河南、陕西中南部一带，是低山丘陵上最重要的灌丛类型。是低山栎林和针叶林经反复砍伐后所形成，这类灌丛由于继续受到无计划的割灌、放牧影响，灌丛进一步退化。酸枣 (*Zizyphus jujuba* var. *spinosa*) 灌丛的分布范围与荆条灌丛相似，但它的面积远不如荆条灌丛，主要见于海拔 400—1200m 低山山麓，在土层较厚处有块状分布。在黄土丘陵及山地农垦区，村庄附近的撩荒地上生长较普遍。在河北平原低丘，甚至在江淮丘陵也有酸枣灌丛，白刺花 (*Sophora vicifolia*) 灌丛，主要见于太行山中南部海拔 300—1300m 的低山丘陵，在黄土丘陵及石灰岩低山更为常见。野皂荚 (*Gleditsia heterophylla*) 灌丛的分布范围和生境与白刺花灌丛类似。连翘 (*Forsythia suspensa*) 灌丛在山西和河北南部，河南西部以及陕西中南部为常见的灌丛，连翘喜温暖、较湿润的生境，在亚热带地区也有分布，主要见于海拔 1000m 以下低山，在某些地段可达海拔约 1500m 的阴坡和半阴坡。杭子梢 (*Campylotropis macrocarpa*) 灌丛，胡颓子 (*Elaeagnus umbellata*) 灌丛，一般多见于秦岭海拔 1700—1800m 山坡，面积不大，以上各类灌丛为阔叶林和针叶林破坏后形成。山杏 (*Prunus sibirica*) 灌丛和山桃 (*P. davidiana*) 灌丛是比较耐寒，耐贫瘠土壤的灌丛。山杏灌丛在大兴安岭东坡海拔 900 米以下阳坡，河北、北京、山西和陕北部海拔 600m 以上低山阳坡都有分布，土壤有淋溶褐色土，粗骨褐色土和棕壤，土壤比较干燥贫瘠，多粗砂碎石。山桃灌丛在晋陕黄土高原分布较多，在北京西部山地也有生长，通常在海拔 1000—1400m 阳坡，半阳坡，陡度较陡，土壤瘠薄，为褐土和灰褐土。沙棘灌丛 (*Hippophae rhamnoides* subsp. *sinensis*) 灌丛和小叶鼠李 (*Rhamnus parvifolia*) 灌丛，它们都耐干旱、土壤贫瘠的生境。这些灌丛所在地生境较差，土壤退化，在短时期内很难恢复成林。

柳树灌丛以黄花柳 (*Salix caprea*) 灌丛和皂柳 (*Salix wallichiana*) 灌丛、蒿柳 (*Salix viminalis*) 灌丛等为代表。它们生境的共同特点是在沟谷、沿河流支流、溪流两岸湿度大、土层深厚的平缓地形。前二种柳灌丛，主要见于华北山地和秦岭海拔 1000—2800m 之间，蒿柳灌丛分布在大兴安岭低湿地，柳树灌丛通常为桦木林及多种阔叶混交林破坏后所形成的退化灌丛。

其它的退化灌丛的类别尚有栒子木 (*Cotoneaster* spp.) 灌丛，小檗 (*Berberis* spp.) 灌丛、六道木 (*Abelia biflora*) 灌丛、杜鹃 (*Rhododendron* spp.) 灌丛，它们一般为落叶阔叶林的林下灌木，森林砍伐后，它们形成灌丛。

### 7.2.2 亚热带与热带灌丛

亚热带灌丛的类型十分丰富，所占面积大，都是森林破坏后退化所形成，这一带灌丛有常绿灌丛与落叶灌丛。常见的有梾木 (*Loropetalum chinense*)、乌饭 (*Vaccinium bracteatum*) 和映山红 (*Rhododendron simsii*) 分别组成的灌丛，它是北、中亚热带东部海拔 1000m 以下低山丘陵的一种类型，生长在由基质为砂岩、花岗岩、页岩风化发育形成的呈强酸性的红壤和黄壤上，在盆地的四川西部、贵州东南部亦有分布。它是马尾松林破坏后所形成。在这样气候湿润的条件下，这类灌丛通常易于恢复成林的，但是由于人类反复砍伐，使之维持在灌丛阶段。落叶灌丛中有野山楂 (*Crataegus cuneata*)、算盘子 (*Glochidion pu-*

berum)、拓树 (*Cudrania tricuspidata*) 等组成的落叶灌丛，广泛分布于北亚热带的低山丘陵。在大别山北部海拔 500m 以下和江淮丘陵普遍出现，这是森林破坏后具代表性的次生类型。灌丛内常混生有栎类、黄檀、黄连木 (*Pistacia chinensis*) 等落叶阔叶乔木，经封山育林后，可恢复为落叶栎林。茅栗 (*Castanea seguinii*) 落叶灌丛，是北、中亚热带最常见的落叶灌丛，常与短柄枹栎构成共建种，这是乔木树种经不断砍伐后所形成的萌生丛，从大别山至皖南山区海拔 300—1000m 左右的地段常可见到。毛黄栌 (*Cotinus coggygria* var. *pubescens*) 灌丛在北亚热带、中亚热带的湖北、四川、湖南有大面积分布。在贵州中部和东南部酸性黄壤中也有分布。若加以保护，首先恢复成马尾松林或栎林，顺向发展可恢复为常绿阔叶林。水马桑 (*Weigela japonica*)、南方六道木 (*Abelia dielsii*)、灯笼树 (*Enkianthus chinensis*) 组成的落叶灌丛是北、中亚热带山地垂直分布较高的灌丛类型。在大别山和皖南山区海拔约 1300—1400m 有分布，土壤为山地黄棕壤。这是台湾松林或黄山栎林破坏后所形成<sup>[13]</sup>。悬钩子灌丛由秀丽莓 (*Rubus amabilis*) 和考氏悬钩子 (*R. cockburnianus*) 组成，主要分布在岷江和大渡河上游及其支流地区，海拔 2600—3200m 地段，是冷杉、云杉林过度砍伐后形成的有刺落叶灌丛。这类灌丛对森林恢复影响很大。栒子木、蔷薇灌丛，由木帚栒子 (*Cotoneaster dielsianus*) 和峨眉蔷薇 (*Rosa omeiensis*) 组成，广泛分布于四川西部的高山峡谷海拔 2500—3200m 地段，在盆地边缘山地这类灌丛的分布可低至 2000m 左右，土壤为山地黄棕壤和棕壤，这是由次生杨桦林破坏后所形成。滇榛 (*Corylus yunnanensis*) 灌丛，主要分布在四川盆地西缘山地、川西高山峡谷地区及川西南山地，多见于海拔 2000—2600m 阳坡或半阳坡，土壤为山地褐土，山地红壤和山地红棕壤。川榛 (*C. heterophylla* var. *sutchuensis*) 灌丛在四川亦有分布。这些榛子灌丛是松林或落叶栎林破坏后所形成<sup>[12]</sup>。白栎 (*Quercus fabri*)、槲栎 (*Q. aliena*) 落叶萌生丛，这是乔木树种经反复砍伐形成的以栎类为主的萌生丛，在我国亚热带东部地区，海拔 1000m 以下的丘陵山地随处可见，所占面积很大，在亚热带西部地区，如贵州省的各地山坡也均有分布，分布海拔可由 800—1500m 至 2000m 以上。因地而异。这类灌丛是由落叶栎林退化后所形成。白栎还可与短柄枹栎构成共优势的落叶萌生丛，在亚热带分布亦广，见于海拔 400—1500m 低山丘陵。白栎、大叶胡枝子 (*Lespedeza davidi*) 灌丛，见于贵州东南与湖南相邻地区海拔 700m 以下地段，土壤为红黄壤，是常绿阔叶林或杉木林，马尾松林受人为经常砍伐破坏后形成<sup>[21, 46]</sup>。

牡荆 (*Vitex negundo* var. *cannabifolia*) 落叶灌丛，广泛分布在我国亚热带地区石灰岩山地及河岸边的坡地上。牡荆喜钙、能耐一定干旱，但更需要一定水湿条件。由于牡荆生态适应性较强，又具萌生能力，在荒坡、耕田四周，公路旁也有分布。牡荆、黑面神 (*Brennia futicosa*)、山芝麻 (*Helicteres angustifolia*) 组成次生落叶灌丛，见于福建南部、东南部沿海，海拔 300m 以下低山台地和沿海岛屿。黄荆 (*Vitex negundo*)、马桑 (*Coriaria sinica*) 落叶灌丛，在四川盆地内部及边缘山地海拔 1500m 以下，有广泛分布，土壤为黄壤，山地黄壤和黄棕壤。余甘子灌丛是适应于干热河谷气候的一种特殊灌丛，主要分布在云南、四川、广西及贵州等省。在贵州、广西主要见于海拔 400m 以下干热河谷，土壤为红壤。在四川余甘子与扭黄茅 (*Heteropogon contortus*)、木棉 (*Grossampinus malabarica*) 构成稀树灌木草丛，分布海拔为 700—1300m，土壤为山地红褐土。成风叶下珠 (*Phyllanthus frachetianus*) 灌丛分布在滇东北近四川盆地一角的低海拔的石灰岩山地，这些均为森林破坏后的退化类型。

常绿灌丛在中亚热带和南亚热带酸性岩类的低山丘陵有广泛分布。黄杞 (*Engelhardtia roxburghiana*)、石栎 (*Lithocarpus glaber*) 落叶和常绿灌丛，这是地带性常绿阔叶林破坏后形成的退化类型，石栎原为常绿乔木，由于不断砍伐形成灌木状。通常在常绿灌丛中都混生有一定数量的落叶灌木。这类灌丛主要分布在贵州南部海拔 1000m 以下的丘陵山地，热量条件较好，土壤为山地黄壤。油茶 (*Camellia oleifera*)、大叶胡枝子灌丛分布在贵州东南部海拔 800m 以下的低山丘陵的酸性红黄壤上，是常绿阔叶林或马尾松、杉木林破坏后所形成。桃金娘 (*Rhodomyrtus tomentosa*) 灌丛，主要分布在南亚热带东部海拔 500—600m 以下低山丘陵和台地上，土壤为砖红性、红壤和山地红壤。该群落为季风常绿阔叶林破坏后所形成，是福建、广东、广西丘陵最常见的典型次生灌丛。桃金娘还可与小叶赤楠 (*Syzygium grijsii*) 或山芝麻形成共优势灌丛。对这类灌丛若停止砍伐，马尾松等阳性树种即可侵入，通过松林阶段逐渐向季风常绿阔叶林发展，相反，如果人为干扰加剧，环境进一步干旱，则会向岗松 (*Baeckea frutescens*)、山芝麻灌丛或余甘子灌丛发展。在强烈的砍伐、火烧、放牧的影响下，则将演化为草丛。岗松、山芝麻灌丛是南亚热带和热带丘陵台地上灌丛，反复破坏后退化的一种类型，它分布的生境土壤肥力低、持水性差、水土流失严重，这是季风常绿阔叶林或季节性雨林经过反复砍伐、火烧后形成的退化生态系统。这类灌丛还出现在海南岛撩荒的放牧地上。岗松可成为大面积的单优势灌丛，或形成岗松、鵝鶴草 (*Eriachne pallescens*) 灌丛。总之，亚热带酸性岩类上发育的常绿灌丛类型十分复杂。

在中、南亚热带以及北热带的石灰岩山地上，分布着各类常绿阔叶灌丛。樟叶莢蒾 (*Viburnum cinnamomifolium*)、竹叶椒 (*Zanthoxylum planispinum*)、羊蹄甲 (*Bauhinia variegata*) 以及多种蔷薇构成的各类灌丛，分布在云南东南部、贵州南部及广西西北部的石灰岩地区，一般海拔 400—800m，分布地的山地岩石裸露、石隙普遍、易于漏水，土壤多在石隙石缝间，为棕色石灰土，这类灌丛种类十分复杂，藤本植物较多，一般具刺、结构混乱，实际上优势种不十分明显。在云南中部、东部、北部海拔 1900—2400m 的石灰岩山上分布有铁仔 (*Myrsine africana*) 占优势的铁仔灌丛，还可与金花小檗 (*Berberis wilsoniae*) 或是常绿女贞 (*Ligustrum sempervirens*) 构成灌丛，在湖北川东，也有大多只能在灌丛分布。所在地岩石大量裸露，土壤干燥贫瘠，群落为稀疏灌丛，是由耐旱、多刺、小叶革质的灌木所组成。在云南东南部海拔 1000—1500m 的石灰岩山地，分布着清香木 (*Pistacia weinmannifolia*)、黄杞灌丛，地表岩石大部裸露，土壤为黑色石灰土，植被稀疏。在南亚热带的北部海拔 1000m 以下的石灰岩山地，广泛分布着红背山麻杆 (*Alchornea trewioides*)、灰毛浆果棯 (*Cipadessa cinerascens*) 灌丛，一般多生长在山麓土层比较深厚的地段，灌丛生长茂密。在北热带广西南部的石灰岩山地，分布着番石榴 (*Psidium guajava*) 灌丛和假鹰爪 (*Desmos cochinchinensis*) 灌丛，番石榴灌丛出现在海拔 500m 以下山麓，坡度比较平缓、土层较厚的地段。在云南、四川金沙江和红河河谷也常见。假鹰爪灌丛见于海拔 1000m 以下的山坡，地表岩石裸露，土层浅薄，灌木多在石隙中生长，种类相当丰富。小花龙血树 (*Pleomele cambodiana*) 灌丛是热带石灰岩山地特殊灌丛之一。灌木分枝少，剑形叶集生于枝干顶部，形成特殊灌丛的外貌，在人类活动少，生境较好地段，可长成小乔木，但一般由于人类干扰均为灌木状。这类灌丛在广西和云南南部分布较广。在云南西南部的热带森林破坏后，尚有以牡竹 (*Dendrocalamus strictus*) 为主的竹丛。

### 7.3 退化草地及其发展趋势

退化草地应分为二大类，一类是森林受到严重破坏后，由灌丛进一步退化所形成的草丛。另一类是草原和高寒草甸破坏后所形成的退化草地。高寒草甸的退化状况在2.3章节中已有介绍不再重复。

### 7.3.1 草丛

草丛是森林砍伐后所形成，中国的森林自北向南分布广泛，不同气候条件下形成不同的草丛。总体而论，可分为温带草丛和亚热带、热带草丛，一般草丛中或多或少伴生有灌木，因此也有称之为灌草丛。

#### 7.3.1.1 温带草丛

温带草丛分布最广的为黄背草（*Themedia triandra* var. *japonica*）草丛和白羊草（*Bothriochloa ischaemum*）草丛。这两类草丛广泛长于华北山地，草丛内都生长着少量的荆条和酸枣。黄背草草丛的分布地，水分相对较好，白羊草草丛的分布，生境更为干旱。这二种草丛都是荆条或酸枣灌丛退化后所形成。此外，尚有野古草（*Arundinella hirta*）、大油芒（*Spodiopogon sibiricus*）和铁杆蒿（*Artemisia gmelini*）草丛。前二种在林缘生境较好处为多，大油芒草丛在北亚热带山地海拔1500—1700m山顶阳坡也有分布。铁杆蒿草丛是在森林垦荒后的弃荒地上首先侵入，在灌丛被严重破坏的地段亦有铁杆蒿草丛出现。

在暖温带中山上部，落叶阔叶林和寒温针叶林破坏后，形成大面积的亚高山草地，主要由苔草（*Carex* spp.）、鸢尾（*Iris* spp.）、风毛菊（*Saussurea* spp.）、火绒草（*Leontopodium* spp.）、蒲公英（*Taraxacum* spp.）、委陵菜（*Potentilla* spp.）、蓬子菜（*Galium verum*）、地榆（*Sanguisorba officinalis*）、唐松草（*Thalictrum* spp.）、鸟头（*Acotinus* spp.）等组成的不同群落。这类草甸一般见于高度1700m以上的山地顶部，在北京东灵山、百花山、河北雾灵山、小五台山、山西中条山、关帝山、管涔山、五台山均有分布，在高度2300m以上的山地上还出现有羊茅（*Festuca* spp.）、早熟禾（*Poa* spp.）等小禾草组成的草地。

#### 7.3.1.2 亚热带草丛

亚热带草地的类型十分复杂，可以多种野古草、芒草（*Misanthus*）、白茅（*Imperata*）、扭黄茅（*Heteropogon*）以及蕨菜（*Pteridium*）、铁芒箕（*Dicranopteris*）等分别占有优势的草丛为代表，分布比较广泛。

野古草草丛中常见有金茅（*Eulalia speciosa*）、野古草为共优势的草丛和以及与芒草（*Misanthus sinensis*）组成的草丛。这在亚热带东部最为常见，分布在山地和丘陵的坡面上或顶部平坦之处。草丛中各种植物的优势程度因地而异。野古草分布很广。一直可延伸到暖温带山地阳坡，形成草丛，在这一带草丛的伴生种类则以华北区系成分为主。刺芒野古草（*Arundinella setosa*）为主的草丛，分布在中亚热带与南亚热带地区，更为耐旱，在土壤板结，瘠薄或冲刷严重的地段经常出现。亚热带西部的云贵高原，由于云南松林经反复砍伐和火烧，大面积出现这类草丛。在亚热带东部地区，刺芒野古草草丛在江西一带海拔200m丘陵，在广西西北部500m以下的低山丘陵的干旱生境下均有分布。不同地点，不同生境下的刺芒野古草草丛的组成种类有较大的差异。穗序野古草（*Arundinella chenii*）草丛也是亚热带西部地区的退化草丛，特别是在云南高原北部、西北部、贵州西北部、四川西南部、和昌都地区山地的中上部海拔1500—3000m都有分布，所在地气候温凉、土壤水湿条件较好。这类草丛可以作为暖性针叶林，即云南松林、华山松林的宜林地。目前均已成为当地的良好

天然牧场。

芒草草丛在亚热带的山地中下部海拔 200 – 1200m 有广泛分布。五节芒 (*Miscanthus floridulus*) 草丛在中亚热带和南亚热带东部地区的广东、广西、福建分布较多，垂直分布幅度为 700 – 2000m，因地而异。这类芒草草丛反映土壤水湿条件较好，适于人工造林以恢复森林。白茅 (*Imperata cylindrica* var. *major*) 草丛从热带、亚热带一直分布到暖温带，甚至在热带的种植园可作为杂草群落出现，或为山地雨林局部破坏后的林缘草丛。它通常是森林、灌丛反复火烧、耕地掠荒后所形成。若停止破坏，可以逐渐恢复成林。黄背草、细柄草 (*Capillipedium parviflorum*) 草丛，黄背草在我国亚热带、热带以至于暖温带均有分布，但是在不同气候带，它的伴生种类有明显差异。黄背草、细柄草草丛，在北亚热带东部的岗地、丘陵和低中山坡地的分布较广，垂直高度可达 1500m。以黄背草为主的草丛在滇西南德宏地区宽谷、低丘海拔 800 – 1100m 地段为常见类型，为半常绿季雨林经反复破坏后所形成，草丛内常散生有木棉、红木荷 及多种榕树等。黄背草还与金茅 (*Eulallia speciosa*)、荩草 (*Arthraxon hispidus*) 组成草丛，在中亚热带的低山丘陵有广泛分布。须芒草 (*Andropogon yunanensis*) 草丛见于川西北山地大渡河河谷，海拔 1400 – 2300m 范围，土壤为山地褐土和山地棕褐土，是森林连续破坏后所形成。类芦 (*Neyraudia reynaudiana*)、棕叶芦 (*Thysanolaena maxima*)、大菅 (*Themeda gigantea*) 或其变种 (*Themeda gigantea* var. *villosa*) 构成的草丛，分布在贵州南部、西南部、滇西福晋以下的怒江河谷、西双版纳景洪、勐腊一带海拔 700 – 1000m 的低山丘陵，土壤以砖红壤为主，这是季雨林和季风常绿阔叶林破坏后形成的退化类型，分布面积较广，草丛中常散生有少量的乔木。这类草丛再经反复火烧后形成大面积的白茅草丛。由菅草 (*Themeda gigantea* var. *caudata*) 组成的高草草丛在滇西南、滇南有分布，是季雨林及季风常绿阔叶林，思茅松林破坏后所形成，生境比较干旱。

在南亚热带和中亚热带东部的广东、广西、福建一带，有鵝鶴草、蜈蚣草 (*Eremochloa ciliaris*) 草丛，大部分见于海拔 300m 以下地形开阔、坡度平缓的丘陵台地。土壤板结、干旱、强酸性、地面有冲刷现象。它是稀疏的马尾松林、桃金娘灌丛、岗松灌丛反复破坏后的退化生态系统，这类草丛的恢复需要相当长的过程。龙须草 (*Eulaliopsis binata*)、扭黄茅 (*Heteropogon contortus*) 草丛在广西、云南、广东的南亚热带和热带的丘陵山地及云贵高原的干热河谷经常出现。其上常散生木棉、虾子花 (*Woodfordia fruticosa*) 或锥连栎 (*Quercus franchetii*)、坡柳 (*Dodonaea viscosa*) 等乔木。这类草丛反映干热生境，自然恢复成林较困难，继续破坏，可形成光板地。此外，以扭黄茅为主的草丛也出现在四川盆地内部海拔 800m 以下丘陵盆地的河谷地带，以及川西南山地海拔 1300m (1500m) 以上地段，分布比较普遍。

由蕨菜 (*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*) 和铁芒箕 (*Dicranopteris dichotoma*) 分别组成的草丛，在亚热带有广泛分布。铁芒箕草丛在长江以南的中亚热带和南亚热带海拔 1000m 以下丘陵山地酸性土上分布广泛。蕨菜草丛分布地土壤以黄壤和石灰土为主，但亦可生长在酸性土上。这二类蕨类植物草丛，生境比较优越，常散生有少量乔、灌木，为松林破坏后所形成。此外，在滇东南近广西部分，海拔 900m 以下河谷地区的丘陵台地上，有较大面积的大芒箕 (*Dicranopteris ampla*) 草丛分布，丛中散生有枫香、栓皮栎等树种，是季雨林反复破坏后所形成。

在云南西南部的热带地区及东喜马拉雅东坡，由于森林破坏，出现以小果野芭蕉 (*Musa acuminata*) 和树头芭蕉 (*Musa wilsonii*) 占优势的高草草丛。在海拔 1000m 以上的毁林迹地和弃耕地，则由恶性的杂草——紫茎泽兰 (*Eupatorium coelesticum*) 占优势的草丛<sup>[9]</sup>。这类草丛的出现向森林的顺向演替有极大困难。

### 7.3.2 退化草原

草原退化的因素很多，最主要的还是过度放牧和割草，以及人类开垦所引起的草原退化、碱化和沙化。草原退化是指由于草原受家畜啃食、践踏和割草的强度过大，造成优质牧草数量减少，家畜不喜食的杂草和毒草增加，群落覆盖度降低，草丛变矮变稀，年产草量逐年下降，与此同时，土壤板结、干旱、腐殖质减少，开始出现不同程度的盐化或沙化。草原沙化是指沙质草地，由于自然条件干旱多风，强烈的风蚀作用，出现风沙活动现象。这是由于土壤基质和气候条件的影响所导致的，主要出现在固定沙丘、河流两岸和沙质土壤地区。草地盐碱化是指草地受破坏后，在盐碱土壤表层聚积，碱斑扩大，这种现象出现在平原地区的广大低平地和碱湖周围。退化还表现在盐渍化土壤上的草原向更耐盐的群落演化，这也表明草原在退化。同样，耐盐碱的草原向原来盐碱较轻的土壤方向移动，表明土壤也在退化。土壤和植被退化，表现在耐盐碱群落增多，盖度和高度减少，总生产力下降，土壤性质恶化。可见沙化，碱化都是草原退化的标志。中国草原是我国畜牧业发展的基地，随着我国人口增长及经济发展对肉类有更大的需求，草原的载畜量不断增长，由于未合理规划草地的利用，从而导致草原的退化。退化草原的类型很多，本文仅就分布面积较大类型加以简述。

冷蒿 (*Artemisia frigida*) 草原是以菊科小半灌木冷蒿为优势种的草原类型，它是由各类草原在过度放牧和强烈风蚀影响下所形成的退化草地。冷蒿草原分布区内的自然条件变化较大。主要是由典型草原和荒漠草原退化而成。在蒙古高原中部和东部分布的典型草原，其代表性类型为大针茅草原和克氏针茅草原，这些针茅草原由于长期过渡放牧、啃食和践踏，抑制了禾草及其他草本植物生长，土壤干燥度增加，群落中的针茅、羊草以及一些不耐践踏的成分消失，代之以抗旱性强，耐啃食、践踏的冷蒿为主的草原。在鄂尔多斯沙砾质高平原中部和西部的荒漠草原地带性类型为戈壁针茅、短花针茅和沙生针茅草原。冷蒿草原在这里的出现是由于强烈的风蚀作用所导致，这一地区基质主要为各种砂岩，结构十分疏松，机械组成以石英和长石沙粒为主，泥质胶结物含量较少。由于温度的剧烈变化和强大风力作用，土壤基质中粘性的壤质成分日趋减少，沙粒质增多，这种生境条件，不适于地面芽植物的发育，使原生的针茅草原不能广泛分布，而适应土壤侵蚀性很强的冷蒿草原广泛分布<sup>[7]</sup>。此外，冷蒿草原在山西吕梁山北段的黑驼山及其附近丘陵区也有分布，这是长芒草 (*Stipa bungeana*) 草原的退化类型。冷蒿草原由于其分布区较广，在不同分布地区的草原的组成成分，受到原生性的典型草原或荒漠草原种类成分的显著影响。

百里香 (*Thymus serpyllum*) 草原是以唇形科小半灌木百里香为优势种的草原类型。它广布于典型草原地区，也可进入草甸草原区，主要分布于内蒙古的西拉木伦河与老哈河流域的低山丘陵，以及鄂尔多斯高原的东部地区。在晋陕宁的黄土高原，在右玉-清水河附近的黄土丘陵顶部分布也较广，并沿着海拔 1500—1600m 的高度向南延伸到偏关境内，在黄土梁上面积达几十公里。同时在白玉山南坡至安塞北部的黄土梁上，也有广泛分布。此外，在宁夏固原、泾原一带丘陵和山地海拔 1720—2065m 的阳坡也有出现。百里香草原是因原生的本氏针茅草原受不同程度的破坏和抑制后所形成的退化草原，百里香还常作为优势种或伴

生种分布于河北坝上草原以及甘肃、青海等地的草原中。

羊草草原在轻度放牧的影响下，使草原种类组成增加，但在过度放牧条件下，羊草草原退化。由于放牧啃食和践踏，使草群结构和土壤条件发生变化，耐旱性较差草本植物减少，甚至消失，羊草数量减少，糙隐子草适应性较强。羊草草原在轻微退化状态下形成羊草-糙隐子草草地。在放牧强度较强地段，引起土壤碱化，在这种情况下，则出现羊草、寸草苔 (*Carex duriuscula*) 草地，有时连成大片，这是轻度碱化演替的退化类型。羊草、野大麦 (*Hordeum breisublatum*) 群落也是羊草草原碱化后所形成的退化类型，有时与碱斑相间，分布面积不大，种类成分几乎都是耐盐碱的一些植物，有时则形成野大麦草地。羊草、虎尾草 (*Chloris virgata*) 草地是羊草草原进一步退化所形成，由于草原严重退化，羊草逐渐减少，一年生虎尾草增多，甚至成为优势种。如果不控制放牧强度，群落进一步退化形成羊草、碱葱 (*Allium polyrrhizum*) 草原和羊草、碱蒿 (*Artemisia anethifolia*) 草原。前者分布在微地形稍高处，有明显碱化特征的土壤上，草群生物产量较低。羊草、碱蒿草原在草原、草原化荒漠地带都可见到，生于微碱化和微盐化的低地。在松嫩平原，二年生草本碱蒿是羊草群落的土壤轻度碱化的指示种。其他的碱化草地尚有星星草 (*Puccinellia tenuiflora*) 草地和多种碱蓬 (*Suaeda* spp.) 草地、马蔺 (*Iris pallasii*) 草地、圆叶碱毛茛 (*Halerpestes salsuginosa*) 草地、小獐毛 (*Aeluropus littoralis*) 草地和海滨天冬 (*Asparagus brachyllus*) 等碱化草地，这些都是羊草草原退化后所形成。

此外，糙隐子草、针茅草原是由于大针茅、贝加尔针茅草原在不合理放牧、割草的影响下形成的退化类型，主要分布在松嫩平原西部山前台地和北大岗上，面积不大。在贝加尔针茅草原开垦后的掠荒地，地面裸露 1—2 年内，大多由茵陈蒿 (*Artemisia scoparia*) 或狗尾草组成的草地，伴生着一些田间杂草，也是松嫩平原草原开垦后的先锋阶段。其后由于掠荒地土壤疏松，通气良好，适于根茎禾草生长，构成以羊草为主的草地，伴生有拂子茅 (*Calamagrostis epigeios*)、光稃茅香 (*Hierochloe glabra*) 等根茎禾草。最后逐渐恢复为以贝加尔针茅为主的草原。

## 8. 结束语

中国自然生态系统由于各种原因的影响，构成大面积的退化生态系统。对于各类退化生态系统应加以具体分析，根据不同类型采取相对对策。某些受控生态系统是人类经济发展所必需的，如农田生态系统、各类经济植物生态系统和人工林，对于这些受控生态系统必须采取积极措施，改善其生存条件，提高产量，防止退化。并不断改善其周围自然环境，使之得以持续发展。对处于演替的后期阶段的退化生态系统，只须加以保护可以较快恢复成接近于原生的生态系统。对某些退化严重的生态系统，有的由于人为不断干扰，处于相对稳定状态，这类退化系统已适应于被破坏的生境，如大面积的退化灌丛，在无人力和资金条件下，可封育，使其自然恢复，不能继续破坏。灌丛在水土保持方面具有一定的功能，特别是陡峻山坡，造林困难，对这类退化生态系统应加以保护。生境条件较好的中度退化生态系统，可选择适应性较强的土著树种、草种进行补植，利用人工措施促进它们的顺向演替。目前我国对退化生态系统的恢复已得到普遍重视。并取得不少经验，但是破坏可在瞬间，而恢复需要漫长时间，这是人们值得总结的经验教训。

## 参考文献

- [1] 广东省植物研究所编著, 1976. 广东植被, 科学出版社
- [2] 《山东森林》编辑委员会编著, 1986. 山东森林, 中国林业出版社
- [3] 《山西森林》编辑委员会编著, 1984. 山西森林, 中国林业出版社
- [4] 《辽宁森林》编辑委员会编著, 1990. 辽宁森林, 中国林业出版社, 辽宁科学技术出版社
- [5] 中国科学院自然区划工作委员会, 1959. 中国地貌区划, 科学出版社
- [6] 中国科学院《中国自然地理》编辑委员会, 1984. 中国自然地理—气候, 科学出版社
- [7] 中国科学院内蒙古宁夏综合考察队, 1985. 内蒙古植被, 科学出版社
- [8] 中国科学院青藏高原综合科学考察队, 1988. 西藏植被, 科学出版社
- [9] 中国科学院西南资源开发考察队, 1991. 西南地区资源与经济作物开发研究, 中国科技出版社
- [10] 中国科学院黄土高原综合考察队, 1991. 黄土高原地区植被资源及其合理利用, 中国科学技术出版社
- [11] 云南植被编辑组编著, 1987. 云南植被, 科学出版社
- [12] 四川植被协作组编著, 1980. 四川植被, 四川人民出版社, 成都
- [13] 安徽植被协作组编著, 1981. 安徽植被, 安徽科学技术出版社
- [14] 任美锷, 1985. 中国自然地理纲要, 商务印书馆
- [15] 《江西森林》编辑委员会, 1986. 江西森林, 中国林业出版社, 江西科学技术出版社
- [16] 《吉林森林》编辑委员会编著, 1988. 吉林森林, 吉林科学出版社, 中国林业出版社
- [17] 《河北森林》编辑委员会编著, 1988. 河北森林, 中国林业出版社
- [18] 庄凯勋、梅洪君、陈新, 1990. 大兴安岭北部火烧迹地人工更新造林鼠害调查报告, 生态学杂志 9 (5): 29-31
- [19] 李风珍、郑鸿元等, 1988. 大兴安岭森林火灾对土壤微生物影响, 生态学杂志 7 (增刊): 60-62
- [20] 李博等, 1990. 中国的草原, 科学出版社
- [21] 邵承经主编, 1990. 湖南植被, 湖南科技出版社
- [22] 许炼烽、朱立坤, 1994. 热带次生林利用方式与土壤微生物活性, 生态学杂志 13 (1): 17-20
- [23] 吴征镒主编, 1980. 中国植被, 科学出版社
- [24] 陈灵芝, 1963. 长白山西南坡鱼鳞云杉林结构的初步研究, 植物生态学与地植物学丛刊 1 (1-2): 69-80
- [25] 陈灵芝等, 1964. 吉林省长白山北坡各垂直带内主要植物群落的某些结构特征, 植物生态学与地植物学丛刊 2 (2)
- [26] 陈灵芝等, 1985. 北京山区的栎林, 植物生态学与地植物学学报 9 (2): 101-111
- [27] 陈灵芝等, 1990. 京津地区植被生态学研究, 中国科学院植物研究所、动物研究所编著. “京津地区生物生态学研究”, 海洋出版社 1-39
- [28] 陈灵芝, 1992. 暖温带山地针叶林排序和数量分类, 植物生态学与地植物学学报, 16 (4): 301-310
- [29] 陈庆诚、赵松岭、杨凤翔, 1981. 针茅草原放牧演替中种群消长的数学模型, 23 (4): 323-328
- [30] 陈敏、宝音陶格涛, 1989. 典型草原地区退化草原的改良及提高生产力途径研究, 植物生态学与地植物学学报, 13 (4): 379-386
- [31] 林业部调查规划院主编, 1979. 中国山地森林, 中国林业出版社
- [32] 郎慧卿、祖文辰、金树仁, 1983. 中国沼泽, 济南: 山东科学技术出版社
- [33] 张仰渠主编, 1986. 陕西森林, 陕西科学院技术出版社, 中国林业出版社
- [34] 周以良等, 1991. 中国大兴安岭植被, 科学出版社
- [35] 周兴民等, 1987. 青海植被, 青海人民出版社
- [36] 林鹏主编, 1990. 福建植被, 福建科学技术出版社, 福建
- [37] 杨明华等, 1991. 中国西南地区的生态危机, 生态学杂志 10 (6): 53-57
- [38] 张齐兵, 1993. 林区火灾后植物群落与冻土环境的多元分析, 植物生态学与地植物学学报, 17 (1)
- [39] 张维邦, 1992. 黄土高原整治研究, 科学出版社
- [40] 武志杰, 1993. 人类生产活动对土壤生态系统影响, 生态学杂志 12 (4): 47-51
- [41] 侯彦林, 1993. 松嫩平原退化盐渍草地生态特性研究, 生态学杂志 12 (1): 11-14
- [42] 郑慧莹、李建东著, 1993. 松嫩平原的草地植被及其利用保护, 科学出版社

- [43] 《浙江森林》编辑委员会编著, 1993. 浙江森林, 中国林业出版社
- [44] 徐振邦、戴洪才, 1988. 大兴安岭北坡特大火灾后迹地森林恢复问题的参考报告, 生态学杂志 7 (增): 10-15
- [45] 曾庆波等, 1982. 海南岛尖峰岭热带山地雨林及其采伐迹地水热状况的比较研究, 植物生态学与地植物学丛刊 6 (1): 62-73
- [46] 黄威廉、屠玉麟、杨龙编著, 1988. 贵州植被, 贵州人民出版社
- [47] 黄威廉, 1993. 台湾植被, 中国环境科学出版社
- [48] 盛承禹等, 1986. 中国气候总论, 科学出版社
- [49] 高伟, 1992. 火在生态系统中作用, 生态学杂志 11 (1): 41-47
- [50] 蔡蔚祺, 1983. 论草原开垦, 生态学杂志 1: 33-36
- [51] 新疆植被编委会编著, 1989. 新疆植被, 新疆出版社, 中国林业出版社
- [52] 韩发、贲桂英, 1991. 放牧强度对高寒草甸植物生长和生产力的作用, 高寒草甸生态系统, 第3集, 刘季科、王祖望主编, 科学出版社, 81-88
- [53] 韩发、贲桂英、师生波, 1993. 不同放牧强度下高寒灌丛植物生长特点, 植物生态学与地植物生态学报, 17 (4)
- [54] Barbour M. G et al., 1987. Terrestrial Plant Ecology. The Benjamin Publishing Company. Inc.
- [55] Debell, D. S. and C. W. Raston, 1970. Release of nitrogen by burning light forest fuels. Proceedings of the Soil Sci. Soc. Amer. 34: 936-938.
- [56] Viereck, L. A. and L. A. Schandelmeier, 1980. Effects of fire in Alaska and adjacent Canada: a literature review. U. S. Department of the Interior Bureau of Land Management Alaska.

## 4 中国亚热带地区的退化生态系统： 类型、分布、结构特征及恢复途径

贺金生 陈伟烈

(中国科学院植物研究所, 北京 100093)

### 1. 我国亚热带的区域概况及社会背景

#### 1.1 地理位置

亚热带是地球上几大气候带之一，是热带和温带之间的过渡地带。我国亚热带位于北纬22°左右（广东高州）至34°附近（秦岭分水岭），东经97°以东（云南碧江）至122°左右（台湾东部海滨）的范围，纵跨12°，横跨25°，总面积约占全国国土面积的1/4。在行政区划上包括浙、赣、湘、鄂、黔、上海市及滇、苏、皖、闽、粤、桂、川大部分，陕、豫南部，台湾中北部，以及西藏的东部，共17个省市区。

本区西北靠青藏高原，东南面临太平洋，在地理位置上，处于亚洲大陆东部偏南，属东亚大陆亚热带季风气候区域，发育着世界上最丰富的亚热带常绿阔叶林植被类型。

#### 1.2 地质地形特征

第三纪以来，影响本区的地质事件，最重要的，一是青藏高原隆升，二是第四纪的冰期影响。

第三纪时期，中国的亚热带经过我国西藏、中亚和西亚与地中海沿岸的南欧北非的亚热带连成一体<sup>[70]</sup>。自新第三纪，特别是第四纪以来，喜马拉雅山的形成与青藏高原的隆起，其抬升幅度至少有3000米，前者成为世界上最高峰，后者成为“世界屋脊”<sup>[31]</sup>。一些生物学者在盛赞中国亚热带的温度适宜、雨热同季、自然条件优越时，常归功于西藏高原的隆起。确实，我国西部耸立着如此规模巨大（面积达230余万平方公里，平均海拔4000m以上）的高原，对我国亚热带地理环境的形成和演变，有其重要影响。

第四纪气候的冷暖变化（冰期）是全球性的，我国亚热带也不例外。但我国东部第四纪古冰川是否发生过，有不同看法。地质学家李四光及其支持者，认为我国东部包括热带地区保存有第四纪古冰川遗迹，但持异议者认为中国亚热带、长江中下游的一些山地，没有冰川发育。不管冰川的有无，冰期气候的变化对本区的植被类型，物种组成的影响是巨大的<sup>[1,9]</sup>。

本区地貌类型复杂多样，平原、盆地、丘陵、高原、山地皆有。在北部、中部可分为秦岭淮阳山地，四川盆地，长江中下游平原，江南丘陵等单元。秦岭淮阳山地，包括陕南的秦岭与汉水谷地，川陕边境的大巴山、河南伏牛山、桐柏山及豫皖鄂边界的大别山，是东西走向山脉中最典型的山体。四川盆地是亚热带最典型的盆地，西部的贡嘎山海拔7556m，为本区第一高峰。长江中下游平原，从宜昌到芜湖属中游平原，以洞庭、鄱阳二湖为中心，地势绝大部分低于50m，湖泊众多，水网密布，是我国水生植被分布最广的区域。江南丘陵位于长江、南岭之间，有小型的冲积平原，破碎的丘陵地和若干中等山地，其中有黄山、天目

山、九岭山、雪峰山、庐山、衡山等。本区南部地貌单元可分为云贵高原、南岭山地及台湾岛屿等部分。云贵高原包括云南东部、贵州与湖北的西南部。一般海拔 1000—2000m。地面分割剧烈，高山峡谷甚为典型，石灰岩地区广泛发育着岩溶地貌。南岭山地包括江西、湖南与广东、广西交界以及广西东部山地。山岭海拔通常在 1000m 左右。浙江与福建、广东大部属东南沿海丘陵一部分，以丘陵为主，夹有若干中山与冲积平原。

### 1.3 气候特点

本文所说的亚热带，不单纯是气候上的热量带，而是作为自然区域分异的一个单位，即自然地带。一般说来，地球上的亚热带气候特征可以分为四个类型，即“地中海型”、“季风型”、“内陆型”和“山地型”<sup>[1]</sup>。据此，我国亚热带大部分属于季风亚热带，我国的横断山区属于山地亚热带。我国季风型亚热带特别发育的原因，除了它所占纬度的地理位置外，主要是欧亚大陆是世界上最大的大陆和太平洋是世界上最大的大洋<sup>[1,9]</sup>。冬季大陆极地冷气团和夏季海洋暖气团特别强盛，所以季风特别显著。我国亚热带地域广阔，下垫面复杂，因此气候变化较大，这表现在不仅亚热带东西部差异显著（表 1），并且南亚热带、中亚热带、北亚热带气候也不一样（表 2）。

表 1 我国亚热带东西两部气候因素及差异的比较

	东部	西部
经度 (E)	107—122°	97—107°
海拔范围 (m)	0—500	1800—2000
影响气团	太平洋东南季风、北方冷气团	印度洋西南季风、大陆干热气团
季节划分	四季分明	分干湿季
年均温 (℃)	18—22	15—18
气温年变幅 (℃)	15—25	10—13
年均降雨量 (mm)	1000—2000	900—1250
寒潮	影响较强	影响较弱
自然生态系统	湿性常绿阔叶林 (常绿樟栲林)	干性常绿阔叶林 (常绿栎类林)
人工生态系统	杉木林，马尾松林，毛竹林	云南松林，思茅松林

表 2 我国亚热带各亚带气候因素

纬度 (N)	$\geq 10^{\circ}\text{C}$ 年 积温 (℃)	年平均气 温 (℃)	最热月均 温 (℃)	最冷月均 温 (℃)	年降雨量 (mm)	年雨量分配 (%)		年相对湿 度 (%)	自然生态 系统类型
						5—10月	11—4月		
北亚热 带东部	34—32°	4500—5000 (5000)	15—18	26	1—2	750—1000	70—80	20—30	80
中亚热 带东部	32—24°	5000 (5500) — 6500	18—19	27—29	2—8	1000—1600	60—80	20—40	80
南亚热 带东部	24—22°	6500—7500	19—21	29	9—12	1500—2000	70—80	20—30	80
中亚热 带西部	30—24°	4400—5000	15—18	20—22	8—9	900—1100	65—95	5—15	70—75%
南亚热 带西部	26—24°	5600—6000	18—20	22—24	10—12	1000—1250	85—90	10—15	20

根据表 2 可以看出，我国亚热带年均气温 15—20℃，年降雨量 750—2000mm，雨热同

季，在这种水热条件支配下，发育着世界上最丰富的亚热带常绿阔叶林植被类型。

#### 1.4 我国亚热带的土壤特征

我国亚热带地域辽阔，气候等环境条件差异较大。由于从北到南热量的递增，从东到西温度不同，依次出现各种森林土壤，表现在北亚热带出现黄棕壤，中亚热带出现黄壤和红壤，南亚热带出现赤红壤。这些土壤的理化性质，如酸碱度，盐基饱和度，代换性的钙镁含量等从北到南都有差异。除了气候因素外，还有土壤因海拔的不同而表现出的垂直变化。在不同母质上发育的土壤类型也不相同，如石灰岩发育的石灰土，花岗岩、砂岩、页岩发育的黄壤，紫色砂页岩发育的中性紫色土等。

我国亚热带的土壤主要有表3所示的几种类型。

表3 亚热带主要的土壤类型、特点及分布

土壤类型	母质	酸碱性	植被类型	分布
1. 黄棕壤	砂页岩	酸性	常绿落叶阔叶混交林	北亚热带、中亚热带
2. 黄壤	砂页岩	微酸性	常绿阔叶林	中亚热带
3. 红壤	花岗岩、变质岩、砂页岩和第四纪粘土	酸性	常绿阔叶林	中亚热带
4. 赤红壤	花岗岩、玄武岩	酸性	常绿阔叶林	中亚热带、南亚热带
5. 褐色石灰土	石灰岩	中性	石灰岩森林	亚热带石灰岩山地，广西，贵州较普遍
6. 山地草甸土			亚热带山地灌丛、亚高山草甸	亚热带高山、亚高山、中山上部

#### 1.5 人类活动对亚热带生态系统的影响

我国亚热带地区，自然条件比较优越。有近半数以上的我国人口居住生活在亚热带地区。亚热带的长江流域，也是人类活动较早的地区。几千年来，他们掌握天时地利，因地制宜从事劳动，开发自然资源，积累了丰富的生产经验，世代相传，在中华民族的历史上曾建树了不可磨灭的功绩。但是随着生产的发展，一系列突出的环境问题摆在人们面前，如自然资源的不合理利用，森林植被面积的日益缩小，自然生态系统的退化等。由于人类的经济活动大都集中在平原，河岸旁平坦地以及低山丘陵和中山的下部地区，这些地区首先开辟为农田。常绿阔叶林被人为砍伐或焚毁后，逐渐为松、杉、及落叶阔叶林所侵入，若砍伐过度使土地裸露，首先发展起来的是草丛和灌丛。因此，目前，虽然亚热带地区的地带性植被是常绿阔叶林，但就面积而言，松林、杉林、灌丛和草丛等退化生态系统的面积则占绝对优势，常绿阔叶林仅零星分布在人迹罕到的中山地带。我国亚热带的退化生态系统改变了这一地区的原有面貌。

### 2. 我国亚热带主要的自然生态系统类型

我国亚热带地区代表性的自然生态系统是常绿阔叶林。由于地域辽阔，水热条件有较大差异，因此组成常绿阔叶林的建群种在不同地区有所不同。壳斗科的栲属 (*Castanopsis*)、青冈属 (*Cyclobalanopsis*)、石栎属 (*Lithocarpus*) 是组成常绿阔叶林的主要种类，但在水热条件较优越地区，樟科的樟属 (*Cinnamomum*)、润楠属 (*Machilus*)、楠木属 (*Phoebe*)、琼楠属 (*Beilschmiedia*)、厚壳桂属 (*Cryptocarya*) 的一些种类往往成为建群种，而在生境

偏干的地区，山茶科的木荷属（*Schima*）则更为常见。因此，根据这些差异，常绿阔叶林又可分为典型常绿阔叶林、季风常绿阔叶林、山地常绿阔叶苔藓林和山顶苔藓矮曲林类型<sup>[34]</sup>。

北亚热带，即亚热带向暖温带的过渡地段，地带性植被类型是常绿落叶阔叶混交林，在中亚热带的山地垂直带谱中常绿落叶阔叶混交林也是主要的组成类型。在我国亚热带的石灰岩山地，也有广泛分布的常绿落叶阔叶混交林。因此，常绿落叶阔叶混交林也是我国亚热带的自然生态系统类型之一。

除了常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林是我国亚热带地带性的自然生态系统外，在亚热带西部川西滇北藏东南地区，还分布有以栎属（*Quercus*）高山栎组（Sect. *Suber*）为建群种的一种特殊植被类型，即硬叶常绿阔叶林。这一植被类型与我国东部亚热带的常绿阔叶林在分布、区系成分和建群种的形态特征方面有着显著差异<sup>[34, 50, 51, 52]</sup>，也是我国亚热带地区地带性的自然生态系统类型之一。

虽然我国亚热带自然生态系统类型是常绿阔叶林，常绿落叶阔叶混交林和硬叶常绿阔叶林，但人类长期的活动对亚热带的自然生态系统产生了巨大的影响，这不仅表现在自然生态系统面积的日渐缩小，基本上仅残存在交通不便的一些丘陵和山地，如闽浙山地、江南丘陵、南岭山地、川鄂山地、川西南山地、云贵高原的山地等（表4），而且大部分都已为退化生态系统所占据。

## 2.1 常绿阔叶林

### 2.1.1 典型常绿阔叶林

我国亚热带地区常绿阔叶林有着广泛的分布，而典型常绿阔叶林则是中亚热带地区最典型的自然生态系统类型。大体上分布在长江以南至福建、广东、广西、云南高原北部之间的广阔山地丘陵及藏南的山地区域。组成典型常绿阔叶林的建群种主要是栲属、青冈属、石栎属、润楠属和木荷属。

#### 2.1.1.1 栲类林

栲属植物为典型常绿阔叶林最重要的建群种，它也是亚热带常绿落叶阔叶混交林和南亚热带季风常绿阔叶林的建群种之一（表5）。

栲类林类型较多，并且在亚热带东、西部组成、结构方面差异较大。我国亚热带东部的栲类林，主要有甜槠林、栲树林、米槠林、苦槠林、红勾栲林、闽粤栲林、南岭栲林、赤枝栲林、大叶栲林、乌帽栲林及罗浮栲林。有时还可形成二种或二种以上混交林。这些类型的森林主要分布在包括广东的北部、福建的西北部和江西、浙江、广西以及湖北、江苏、安徽的南部等海拔200—1400m的低山丘陵和中山山地。其中甜槠、木荷林分布的海拔较高。

群落的外貌绿色或深绿色，呈波状起伏。群落结构一般分5层，即乔木2层（有的可分3层），灌木2层和草本1层。郁闭度0.4—0.9。乔木层主要种类为甜槠、苦槠、栲树、红勾栲、米槠、南岭栲、木荷、楠木（*Phoebe zhennan*）和杜英（*Elaeocarpus chinensis*）、冬青（*Ilex*）、山矾等。灌木层一般高度1—3m，总盖度25—40%，常见种类有柃木（*Eurya* spp.）、马银花（*Rhododendron ovatum*）、杜鹃（*Rhododendron* spp.）、乌饭树（*Vaccinium ovalifolia*）、杜茎山（*Maesa japonica*）、老鼠矢（*Symplocos stellaris*）、紫金牛（*Ardisia*）等。草本层高度20—30cm，盖度5—10%，常见种类有狗脊（*Woodwardia japonica*）、瘤足蕨（*Plagiogyria japonica*）等。藤本植物常见有菝葜（*Smilax*）、三叶木通（*Akebia trifoliata*）

ata)、大血藤 (*Sargentolara cuneata*)、南五味子等。

表 4 我国亚热带地带性植被保存较好的区域

省份	位置	地带性植被类型	资料来源
广东	鼎湖山	南亚热带季风常绿阔叶林	王伯荪、彭少麟, 1986
	黑石顶	南亚热带山地常绿阔叶林	马曼杰 1982
广西	花坪	亚热带常绿阔叶林	胡舜士, 1979
	猫儿山	常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林	作者调查, 1990
福建	大明山	常绿阔叶林	温远广等*, 1994
	九万大山	常绿阔叶林	李振宇、邱小敏, 1993
福建	武夷山	中亚热带常绿阔叶林	黄绳全等, 1983; 林鹏, 叶庆华, 1984
	建瓯万木林	中亚热带常绿阔叶林	丘喜昭, 林鹏, 1986, 1989
江西	将乐晓栖山	中亚热带常绿阔叶林	陈伟烈等, 1994
	德化戴云山	常绿阔叶林	林鹏等, 1990
江西	南靖县乐土	南亚热带季风常绿阔叶林	林鹏等, 1990
	宜丰官山	中亚热带常绿阔叶林	林英等, 1981; 林英等 1986
江西	龙南九连山	中亚热带常绿阔叶林	林英等 1981; 林英等, 1986
	井冈山	中亚热带常绿阔叶林	林英等, 1981; 林英等, 1986
湖南	江西武夷山	中亚热带常绿阔叶林	林英等, 1981; 林英等, 1986
	莽山	中亚热带常绿阔叶林	湖南植被编委会, 1990
贵州	八面山	中亚热带常绿阔叶林	湖南植被编委会, 1990; 作者调查, 1993
	梵净山	常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林	黄威廉等, 1988
贵州	雷公山	常绿阔叶林	黄威廉等, 1988
	宽阔水	常绿、落叶阔叶混交林	黄威廉等, 1988; 王献溥, 1965
云南	玉龙雪山	硬叶常绿阔叶林	曲仲湘等, 1964; 吴征镒, 朱彦丞, 1987; 作者调查, 1990
	哀牢山	季风常绿阔叶林、常绿阔叶林	吴征镒, 1983,
四川	缙云山	亚热带常绿阔叶林	钟章成等, 1988
	雷波、马边、 峨边林区	山地常绿阔叶林	四川植被协作组, 1980
四川	四面山	亚热带常绿阔叶林	四川植被协作组, 1980
	金佛山	亚热带常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林	四川植被协作组, 1980; 方任吉等, 1984
湖北	神农架	亚热带常绿阔叶林、常绿落叶阔叶混交林	作者调查, 1992, 1993
	通山九宫山	亚热带常绿阔叶林	作者调查, 1994
安徽	黄山	亚热带常绿阔叶林	周纪纶、1965, 安徽植被编委会, 1981, 作者调查, 1994
	金寨马宗岭	亚热带常绿阔叶林	安徽植被编委会, 1981
浙江	临安天目山	亚热带常绿阔叶林	宋永昌等, 1980
	临安龙塘山	亚热带常绿阔叶林	宋永昌等, 1980
浙江	安吉龙王山	亚热带常绿阔叶林	宋永昌等, 1980
	泰顺乌岩岭	亚热带常绿阔叶林	宋永昌等, 1980
江苏	宜兴龙池	中热带常绿阔叶林	刘昉勋, 黄致远, 1982
	句容宝华山	常绿、落叶阔叶混交林	刘昉勋, 黄致远, 1982
江苏	吴县光福	常绿阔叶林	刘昉勋, 黄致远, 1982

\* 首届生物多样性保护与持续利用研讨会论文摘要汇编, 北京, 1994

在栲类林中，分布在亚热带西部的主要类型有：高山栲林、元江栲林及峨眉栲林，它们是亚热带西部高海拔、偏干性地带性植被类型，主要分布在滇中高原和川西南、黔西南山地，海拔一般在1000—2500m之间。在本类型的组成成分中，有较多的云南高原特有种类，如滇青冈（*Cyclobalanopsis glaucooides*）、元江栲、滇玉兰（*Magnolia delavayi*）、滇含笑（*Michelia yunnanensis*）等<sup>[33]</sup>。

表5 以栲属（*Castanopsis*）植物为建群种的常绿阔叶林在亚热带的分布情况（+，有分布）

建群种	东部亚热带			西部亚热带	
	北部	中部	南部	中部	南部
甜槠 <i>Castanopsis eyrei</i>	+	+			+
栲树 <i>C. fargesii</i>		+		+	
苦槠 <i>C. sclerophylla</i>	+	+			
米槠 <i>C. carlesii</i>		+		+	
红勾栲 <i>C. lamontii</i>		+			
南岭栲 <i>C. fordii</i>		+			
闽粤栲 <i>C. fissa</i>		+			
赤枝栲 <i>C. kawakamii</i>		+			
乌柏栲 <i>C. jucunda</i>		+			
大叶栲 <i>C. tibetana</i>		+			
罗浮栲 <i>C. fabri</i>		+			+
红栲 <i>C. hystrix</i>			+		+
乌来栲 <i>C. uraiana</i>			+		
峨眉栲 <i>C. platyacantha</i>	+			+	
元江栲 <i>C. orthacantha</i>				+	
高山栲 <i>C. delavayi</i>				+	

群落外貌终年深绿色，上层常有落叶大树，但数量较少。结构可以分为4层，乔木层2层，灌木层和草本层。有的地方灌木层可分为二层，一层为竹层，一层为矮灌木层。上层乔木高15—20m，可达25—30m，郁闭度0.8左右，以栲属、青冈属和石栎属种类为多，常是混交状态，人为干扰后可出现单一优势种。乔木下层高8—20m之间，层郁闭度0.3左右，主要为樟科、山茶科、冬青科、蔷薇科、五加科的种类所组成，也有落叶的安息香（*Styrax*）和槭（*Acer*）等。灌木层高1.5—3m，盖度变化较大。海拔2500m以上多为大箭竹（*Sinarundinaria chungii*）、低海拔常出现方竹（*Chimonobanusa* spp.）等，也有铁仔（*Mysine africana*）、杜鹃种类。草本层在干扰少的林中不发达，主要为禾本科、莎草科和蕨类植物。藤本植物不发达，多为木质藤本，如南蛇藤（*Celastrus gemmata*）、崖豆藤（*Millettia dielsiana*）等。

### 2.1.1.2 青冈林

以青冈（*Cyclobalanopsis*）为建群种或共建种的典型常绿阔叶林在我国中亚热带的东部和西部均有分布，但不如栲类林普遍。主要分布在长江流域以南各省及云南、四川、贵州和西藏东南部海拔200—2800m丘陵及中山山地。主要有5类：青冈（*Cyclobalanopsis glauca*）

林、曼青冈 (*C. oxyodon*) 林、滇青冈 (*C. glaucooides*) 林、黄毛青冈 (*C. delavayi*) 林及细叶青冈 (*C. gracilis*)、云山青冈 (*C. nubium*) 林。其中青冈林、细叶青冈、云山青冈林主要分布在我国亚热带的东部，海拔 200—1800m，滇青冈林和黄毛青冈林则主要分布在我国亚热带西部的滇中高原和黔西南山地，海拔 1500—2500m。曼青冈林在我国亚热带东部和西部均有分布，海拔范围在 1000—2800m。

群落外貌常呈深绿色，有闪烁光泽。结构一般可分为 5 层，乔木 2 层，灌木 2 层，草本 1 层。乔木层郁闭度 0.7—0.9，除了青冈外，还常有甜槠、石栎、木荷、黄丹木姜子 (*Litsea elongata*)、山矾及交让木 (*Daphniphyllum macropodum*) 等。灌木层常有竹类存在，并且盖度较大，主要有阔叶箬竹 (*Indocalamus latifolius*)、箭竹 (*Sinarundinaria* sp.) 等，随地点不同而有差异，还有冬青 (*Ilex* sp.)、樅木、铁仔 (*Myrsine*) 等。草本层稀疏，常见狗脊、苔草、刚莠竹 (*Microstegiun ciliatum*) 等。藤本植物数量不多，主要有菝葜、木通、崖豆藤等。

### 2.1.1.3 石栎林

石栎林在我国中亚热带西部有广泛的分布，东部分布面积不大。相对其它典型常绿阔叶林来说，除少数种类外，它是比较耐旱、寒的一种类型，分布的上限在滇中高原可达 2500—2800m。分布广泛的主要有金毛石栎 (*Lithocarpus chrysocomus*) 林、包石栎 (*L. craibianus*) 林、多变石栎 (*L. variolosus*) 林及刺斗石栎 (*L. echinotholus*) 林。金毛石栎林主要分布在南岭山地海拔 1300—1800m 的山顶或山谷中，刺斗石栎林主要分布在滇西南地区，包斗石栎林则为滇中高原山地上部一个主要植被类型，向东可分布到贵州，甚至可到秦岭南麓及大巴山。

群落外貌深绿色，终年常绿。群落结构可分为 4 层，乔木 2 层，灌木层和草本层。乔木层相对其它典型常绿阔叶林来说，比较简单。乔木层郁闭度 0.75—0.9。主要种类有石栎、甜槠、木荷、滇青冈、元江栲、冬青 (*Ilex* sp.)、长毛楠 (*Phoebe forrestii*) 等，在滇中高原，还常有落叶的种类混生其中，主要有疏花槭 (*Acer laxiflorum*)、花楸 (*Sorbus pallescens*) 等。石栎林的灌木层都以竹类为主，主要有冷箭竹 (*Sinarundinaria fangiana*)、赤竹 (*Sasa* sp.) 及方竹 (*Chimonobambusa* sp.) 等，也有山矾 (*Symplocos caudata*)、野山茶 (*Camellia cordifolia*)、莢蒾 (*Viburum*)、新木姜子 (*Neolitsea*) 等。草本层贫乏，以蕨类为主，主要有瘤足蕨 (*Plagiogyria japonica*)、耳蕨 (*Arachnoides*) 等。常有草质的藤本植物，如野山药 (*Dioscorea griffithii*)、五味子等。

### 2.1.1.4 润楠林

润楠林为我国亚热带东部较湿润地区的自然生态系统类型。主要分布四川、湖北及长江以南各省，可接近北回归线附近。海拔 500—1800m。由于人为干扰，目前保存较好的森林已经非常有限。润楠林的主要类型有红楠 (*Machilus thunbergii*) 林、小果润楠 (*M. microcarpa*) 林及纳槁润楠 (*M. nakao*)、基脉润楠林 (*M. decursinervis*) 林。除了红楠林组成比较复杂外<sup>[43]</sup>，其余 2 种类型由于多受人为干扰，结构简单。乔木层主要种类有青冈（北部）、蒺藜栲 (*Castanopsis tribuloides*)（南部）、甜槠、狭叶杜英 (*Elaeocarpus lanceae-folius*)、冬青、老鼠矢 (*Symplocos stellaris*)、黄丹木姜子等。灌木种类较丰富，以短柱柃木 (*Eurya brevistyla*)、箬竹、赤竹为主，也有杜茎山、鼠刺等。草本层盖度 10% 左右，以蕨类及喜湿种类为主。

### 2.1.1.5 楠木林

楠木林在我国分布非常有限，主要分布在亚热带东部，在四川盆地西缘海拔 1100 米以下山地也有分布。主要类型有闽楠 (*Phoebe bournei*) 林、桢楠 (*P. zhenan*) 林。群落乔木层主要有闽楠、酸枣 (*Choerospondias axillaris*)、千年桐 (*Vernicia montana*) (南部)、桢楠、灯台树 (*Cornus controversa*)、野樱桃 (*Prunus* sp.) (西北部) 等。灌木层、草本层变化较大，但多为喜阴湿的种类。

### 2.1.1.6 木荷林

木荷林为我国亚热带东部分布较广的自然生态系统类型之一，主要分布在北至长江南岸、南达回归线以北的海拔 150—1500m 的低山丘陵和山脊坡地。在亚热带西部也有分布，但较少。木荷林是相对耐干旱的植被类型，大多为混交林，常见的有木荷 (*Schima superba*) 与云山青冈 (*Cyclobalanopsis nubium*)、罗浮栲混交林及银木荷 (*Schima argentea*) 与甜槠、红楠混交林。

群落外貌绿色，波状起伏，高约 15—20m，郁闭度 0.8—0.9。结构可分 5 层，乔木层 3 个亚层，灌木层和草本层。乔木第一亚层种类主要由木荷、青冈、栲、红楠、石栎组成，高 15—20m；乔木第二亚层高 10—14m，主要种类有猴欢喜 (*Sloanea sinensis*)、曼青冈、木连、含笑、厚皮香、及常绿櫻 (*Prunus* sp.) 等；乔木第三亚层高 10m 以下，主要种类为杜鹃、山茶、山矾、冬青。灌木层种类不多，以柃木 (*Eurya japonica*) 为主，也有山矾、茱萸及杜鹃等。草本层稀疏，以蕨类植物为主。层外植物不发达，有野木瓜 (*Stauntonia chinensis*) 等。

### 2.1.2 季风常绿阔叶林

季风常绿阔叶林是我国亚热带南部地区低山、丘陵、台地相对稳定的自然生态系统。它具有热带雨林、季雨林和中亚热带常绿阔叶林之间的过渡性类型的特点。该类型主要分布在南亚热带，自台湾玉山山脉北部、福建戴云山南部及南岭山地南侧 1000m 以下的丘陵、台地到云南中南部、贵州南部、东喜马拉雅南坡等海拔 1000—1500 米以下的盆地、河谷地区。

组成季风常绿阔叶林的植物种类主要是壳斗科和樟科一些喜暖的种类。季风常绿阔叶林和典型常绿阔叶林相比，组成更为复杂，并且很难区分出哪一物种是绝对的优势种，多为共建种而呈混交状态。根据组成、群落结构和生境特点，大致可分为二个类型，即栲、厚壳桂林和栲、木荷林，前者分布在南亚热带东部，后者主要分布在南亚热带西部。

#### 2.1.2.1 栲、厚壳桂林

本类型是低山、丘陵台地季风常绿阔叶林的代表，主要分布在台湾省的中、北部，福建的东南部，广东和广西的中部。多为栲属的一些种类，如米槠、红栲、乌来栲、栲树与厚壳桂属的一些种类，如厚壳桂 (*Cryptocarya chinensis*)、黄果厚壳桂 (*C. coccinea*)、硬壳桂 (*C. chingii*) 等组成各种群落，群落类型比较多。

群落终年常绿，结构复杂。乔木可分为 2—3 亚层，灌木 1—2 亚层，草本一层。上层优势种以亚热带种类为主，下层乔木和灌木组成复杂，热带性质种类较多，藤本和附生植物比较丰富。常出现板根、茎花、绞杀等现象。

#### 2.1.2.2 栲、木荷林

本类型是高原季风常绿阔叶林的代表，主要分布滇中南、西南和东南低山丘陵和藏南河谷中山地带，海拔 800—1500m。多为栲属的栲树 (*Castanopsis fargesii*)、罗浮栲 (*C. fab-*

*ri*)、红栲、印栲 (*C. indica*) 与木荷属的木荷 (*Schima superba*)、红木荷 (*S. wallichii*)、华木荷 (*S. sinensis*) 等组成各种群落。

群落终年常绿，林冠平整，结构相对单纯，群落可分为 3—4 层。乔木上层常混有落叶种类，但以壳斗科、樟科和山茶科为主。下层乔木种类有猴欢喜、滇八角 (*Illicium yunnanense*)、山龙眼 (*Helicia* sp.) 及山矾等。灌木有紫金牛 (*Ardisia* spp.)、罗伞树 (*Ardisia quinquegona*) 等，有的类型以方竹占优势。草本植物因类型不同变化较大。层外植物发达，具有粗大木质藤本。

### 2.1.3 山地常绿阔叶苔藓林

亚热带山地常绿阔叶苔藓林分布较广泛，但面积不大，一般分布在海拔 1300—2200m。它是亚热带山地常绿阔叶林在特殊生态环境条件下，形成的一种特殊自然生态系统类型，主要有乔木层以壳斗科栲、石栎、青冈为主组成的栲类苔藓林以青冈、石栎为主组成的青冈苔藓林。

### 2.1.4 山项苔藓矮曲林

本类型为我国亚热带常绿阔叶林或常绿落叶阔叶混交林上限分布的特殊的植被类型。群落结构简单，种类较贫乏。主要有乔木层以杜鹃及山茶科、壳斗科为主的杜鹃矮曲林。

## 2.2 常绿、落叶阔叶混交林

常绿、落叶阔叶混交林在我国亚热带有较广泛的分布，是亚热带的自然生态系统类型之一。它出现在三类生态环境条件下，一是北亚热带的低山、丘陵，这里冬季气温较低，水分条件较差，因此喜温的落叶阔叶树与耐寒的常绿阔叶树混交生长，但以落叶种类为主，形成落叶常绿阔叶混交林；二是在中亚热带山地，常绿、落叶阔叶林是山地垂直带谱的一部分，一般分布在 1000—2000m 的中山地带，形成山地常绿落叶阔叶混交林；三是石灰岩山丘，因土壤基质保水力差，形成石灰岩常绿落叶阔叶混交林，大多由榆科及其它喜钙的种类组成。

常绿落叶阔叶混交林，虽在亚热带的范围内因地理位置的不同差异较大，但仍然有一些共同的特征。在群落的物种组成上，落叶阔叶树种主要是壳斗科的落叶种类，如麻栎、白栎、短柄枹以及榆科、桦木科、椴树科、漆树科、胡桃科的树种为常见，常绿阔叶树种以壳斗科的青冈属、石栎属、栲属和樟科、冬青科、山茶科、山矾科、杜鹃花科的常绿种类为主，优势种常不明显。在群落的结构上，落叶阔叶树种居群落最高层，常绿树种居乔木第二亚层；在石灰岩上，常绿树种常居灌木层。除灰岩区外，土壤类型大都为黄棕壤。

常绿落叶阔叶混交林处在常绿阔叶林和落叶阔叶林之间的过渡位置（纬度的和海拔的），因此组成种类比较丰富，并且孕育我国甚至是世界上重要的稀有珍贵树种，如鹅掌楸 (*Liriodendron chinensis*)、珙桐 (*Davida involucrata*)、金钱槭 (*Dipteronia sinensis*)、水青树 (*Tetracentron sinensis*) 等，成为珍贵物种的重要生境类型。

### 2.2.1 落叶常绿阔叶混交林

这类混交林，落叶树种主要由壳斗科栎属的植物组成，常绿树种主要为壳斗科的苦槠、青冈等，也有栎属常绿的种类。分布较广泛的为栎类、常绿落叶阔叶混交林，主要分布在北亚热带的桐柏山、大别山、秦岭南坡及大巴山等地，江南丘陵有少部分分布，多为栓皮栎 (*Quercus variabilis*)、短柄枹 (*Q. serrata* var. *brevipetiolata*)、麻栎 (*Q. acutissima*)、锐齿槲栎 (*Q. aliena* var. *acuteserrata*)、青冈 (*Cyclobalanopsis glauca*) 组成混交林。

### 2.2.2 山地常绿、落叶阔叶混交林

本类型为亚热带最典型的常绿、落叶阔叶混交林。主要分布在中亚热带 1000m 以上的中山地带。这类混交林由落叶树和较耐寒的常绿树混合组成，种类组成较复杂，优势种不太明显。常绿树种主要由壳斗科的青冈属、石栎属、栲属及山茶科、樟科的一些种类组成，落叶树种主要为壳斗科水青冈属，樟科的山胡椒属 (*Lindera*)、金缕梅科的枫香属 (*Liquidambar*) 等种类。

群落结构一般可分为 5 层，乔木层 2 层，灌木层 2 层及草本层。第一乔木亚层普遍以落叶种类占多数，第二乔木亚层以常绿为主。灌木层中往往出常竹类，如箭竹属，有时占明显优势。草木层以蕨类为主。藤本植物不发达。

#### 2.2.2.1 青冈落叶阔叶混交林

本类型混交林主要分布在中亚热带山地，垂直分布可达 2000m。组成种类常绿的以青冈属为主，也有石栎属、木荷属等，落叶树种复杂，一般有枫香属等。主要有细叶青冈 (*Cyclobalanopsis gracilis*)、大穗鹅耳栎 (*Carpinus fargesii*) 林及多脉青冈 (*Cyclobalanopsis multinervis*)、尾叶甜槠 (*Castanopsis eyrei* var. *caudata*)、缺萼枫香 (*Liquidambar acalycina*)、中华槭 (*Acer sinense*) 组成的混交林。

#### 2.2.2.2 木荷落叶阔叶混交林

本类型分布于我国中亚热带东部海拔 1000m 左右的山地。组成的常绿树种以木荷占优势，也有青冈属、栲属等。主要有木荷与粗穗石栎 (*Lithocarpus grandifolius*)、大穗鹅耳栎林 (*Carpinus fargesii*) 组成的混交林及木荷与紫槭 (*Acer caudatum*)、野漆树 (*Toxicodenda succedaneum*) 组成的混交林。

#### 2.2.2.3 水青冈常绿阔叶混交林

这类混交林是中亚热带山地典型的常绿、落叶阔叶混交林类型。分布在海拔 1000—2000m 中山地带，群落林冠连接，在秋季呈金黄色，非常美观。群落结构较复杂，水青冈属的长柄水青冈 (*Fagus longipetiolata*)、亮叶水青冈 (*F. lucida*)、米心水青冈 (*F. engleriana*) 成为乔木上层主要建群种。乔木下层主要有常绿种类所组成，主要有青冈属、石栎属、栎属、新木姜子属、樟属、冬青、山矾等，这类混交林比较典型的如贵州梵净山、安徽黄山、广西猫儿山、四川大巴山及神农架等地，都保存较好。主要有米心青冈与青冈 (*Cyclobalanopsis glauca*)、长柄水青冈与曼青冈 (*Cyclobalanopsis oxyodon*)、长柄水青冈与包石栎 (*Lithocarpus cleistocarpus*)、亮叶水青冈与云山青冈 (*Cyclobalanopsis nubium*)、亮叶水青冈与多脉青冈、亮叶水青冈与小叶青冈 (*Cyclobalanopsis myrsinæfolia*) 组成的各类混交林。台湾水青冈 (*Fagus hayatae*) 则多为单优群落。

水青冈林在北半球有广泛分布<sup>[75]</sup>，但我国的水青冈林结构最复杂，种类也最多。我国的水青冈林一个共性就是群落的灌木层以竹类为主，并且占明显优势。这和日本的类型相似而有别于北美、欧洲的水青冈林<sup>[75]</sup>

#### 2.2.2.4 石栎落叶阔叶混交林

本类型混交林为我国中亚热带偏西部地区典型的常绿、落叶阔叶混交林。分布在海拔 1400—2400m 的中山地带。乔木层常绿树种以石栎为主，也有青冈属的种类。这一类型的混交林，灌木层中常以箭竹为优势，如四川金佛山、雷波、马边、峨嵋、灌县等地。乔木主要有包石栎 (*Lithocarpus cleistocarpus*)、峨嵋栲 (*Castanopsis platyacantha*)、珙桐 (*Davidi*

*involucrata*) 以及多变石栎 (*Lithocarpus variolosus*) 与水青树等组成各类混交林。

### 2.2.3 石灰岩常绿、落叶阔叶混交林

石灰岩常绿、落叶阔叶混交林是湿润亚热带石灰岩地区特殊条件下所形成的一种独特植被类型，它与酸性红壤、黄壤丘陵山地上的常绿落叶阔叶林不同。由于石灰岩特殊的生境，落叶的种类分布较多，无论乔木层还是整个群落，落叶的种类和常绿的种类基本上处于同等的地位<sup>[14]</sup>。在种类型组成上，石灰岩常绿落叶阔叶林以壳斗科、茜草科、无患子科、榆科、大戟科植物在群落中占据较重要的地位，极少或没有杜鹃花科、灰木科、茶科、木兰科的成分。

根据群落的种类组成，可以分为二个基本类型。

#### 2.2.3.1 青冈石灰岩常绿落叶阔叶混交林

该类型主要分布在我国中亚热带、南亚热带石灰岩地区的山地，主要以青冈栎、圆叶乌桕 (*Sapium rotundifolium*)、紫弹树 (*Celtis biondii*)、化香树 (*Platycarya strobilacea*)、广东灯台树 (*Cornus fordii*) 等种类为建群种组成各种群落。

#### 2.2.3.2 檫树石灰岩常绿落叶阔叶混交林

该类型主要分布在我国中亚热带石灰岩山地，尤以广西为普遍，主要以无患子科的小欓树 (*Koelreuteria minor*)、山榄科的铁榄 (*Mastichodendron wightianum*)、茜草科的铁屎米 (*Canthium dicoccum*) 等为建群种组成群落类型。

## 2.3 硬叶常绿阔叶林

硬叶常绿阔叶林是夏干冬雨地中海气候条件下的地带性植被类型。我国没有地中海式气候类型，但在亚热带西部川西、滇北、藏东南地区却广泛分布有以壳斗科栎属高山栎组为建群种的植被类型，即硬叶常绿阔叶林。它们的发展与演变与我国青藏高原的隆升有密切关系<sup>[51]</sup>。硬叶常绿阔叶林与亚热带常绿阔叶林明显不同，这主要表现在二者所处的生境和历史起源是不一样的，并且群落结构和上层优势种生态特征明显不同。组成硬叶常绿阔叶林的优势种只限于栎属，大多数是高山栎组 (*Quercus sect. Suber*) 的植物，它们具有鲜明的形态特征及特殊的生态适应性<sup>[51,52]</sup>。群落结构简单，多为单优种，个别也有二种硬叶栎类混交共优，随着生境的恶化（海拔增高或土壤干旱），林木高度变矮，树干多弯曲，群落结构越趋简单。主要分为二个基本类型。

### 2.3.1 山地硬叶常绿阔叶林

本类型主要分布在 2600 米以上中山及亚高山地带。植被具有耐寒的形态特征<sup>[52]</sup>。根据建群种不同，主要有 5 个类型，即川滇高山栎 (*Quercus aquifolioides*) 林、黄背栎 (*Q. pannosa*) 林、帽斗栎 (*Q. guayaefolia*)、长穗高山栎 (*Q. longispica*) 林、川西栎 (*Q. gilliana*) 林及高山栎 (*Q. semicarpifolia*) 林。

其中川滇高山栎林分布最为广泛。群落外貌黄绿色，结构整齐，组成比较简单。

### 2.3.2 河谷硬叶常绿阔叶林

本类型主要分布在横断山区干热河谷的两侧山地，多分布在石灰岩阳坡。植被具有一定的耐旱能力<sup>[52]</sup>。根据建群种不同，分为 4 个类型，即铁橡栎 (*Quercus cocciferoides*) 林、锥连栎 (*Q. franchetii*) 林、光叶高山栎 (*Q. rehderiana*) 林及灰背栎 (*Q. senescens*) 林。

## 2.4 亚热带地区其它类型的自然生态系统

我国亚热带地区除了常绿阔叶林，硬叶常绿阔叶林和常绿落叶阔叶混交林以外，还有一些其它类型的自然生态系统，但面积不大，主要有一些地带性的针叶林、落叶林、灌丛和草甸。

亚热带地区地带性的针叶林主要有川西、滇北地区亚高山的云杉（*Picea*）林，冷杉（*Abies*）林和中亚热带西北部山地垂直带谱中的落叶松（*Larix*）林，在中亚热地区，还有少量的铁杉（*Tsuga*）林。亚热带地区地带性落叶林主要为北亚热带山地垂直带谱中的槭桦林和桦、鹅耳栎林，面积较小。亚热带地区地带性的灌丛主要指亚高山灌丛和一些石灰岩灌丛。主要有杜鹃灌丛、高山栎灌丛、高山桧（*Sabina squamata*）灌丛等。

### 3. 我国亚热带自然生态系统退化的一般过程

植被在长期的发展过程中，由于受内因（建群种的生长发育）和外因（如人为干扰等）的作用，发生有规律的更替，即植被的演替<sup>[11]</sup>，它随植被类型，生境条件和受外界干扰的程度的不同而有差异。当植被受到人为干扰或其它外部因素的影响，在结构和功能方面趋向于组成简单、自身持续发展性弱、易受外来种的影响、生产力降低、营养成分易于损失的方向发生逆向演替，称之为自然生态系统的退化。

目前我国亚热带地区，由于受人类经济活动及一些自然灾害性因素的影响，自然生态系统的退化是普遍存在的，并且退化生态系统所占的面积要远远超过自然生态系统的面积。

引起生态系统退化的因素是多种多样的，但在亚热带地区，自然生态系统退化的逆向演替却有共性。

#### 3.1 我国亚热带北部自然生态系统退化的一般过程

我国亚热带北部典型自然生态系统为常绿、落叶阔叶混交林，反映出本区是落叶阔叶林与常绿阔叶林之间的过渡地带。地带性植被在人为干扰情况下，由于常绿阔叶树种萌蘖再生力和自然更新力均差，往往首先形成落叶阔叶林，优势种常为栓皮栎（*Quercus variabilis*）和麻栎（*Q. acutissima*）。在低海拔地区，落叶阔叶林再进一步受到人为干扰，林内透光性增加，一些针叶树种往往侵入，形成针阔混交林，进一步形成针叶林。在北亚热带地区，针叶林主要是马尾松林，偏南往往有杉木林，在大别山以东，海拔700m以上还有黄山松（*Pinus taiwanensis*）林。针叶林若存在干扰，就形成疏林，继续干扰则形成灌丛。北亚热带也有栓皮栎、化香（*Platycarya strobilacea*）等萌生丛。石灰岩上针叶林则为侧柏林，破坏后次生为荆条（*Vitex negundo* var. *heterophylla*）、马桑、黄栌、化香灌丛或萌生丛。灌丛再受人为破坏，就形成北亚热带的草丛（草坡）。这样的退化过程如图1所示。

#### 3.2 我国中亚热带自然生态系统退化的一般过程<sup>[16,20,21,25,38]</sup>

我国中亚热带典型自然生态系统为常绿阔叶林。当阔叶林受到人为干扰后，东部广泛出现草本层为铁芒萁（*Dicranopteris linearis*）的次生马尾松林。土层较好的地方则分布着杉木（*Cunninghamia lanceolata*）林和毛竹（*Phyllostachys pubescens*）林。石灰岩常绿、落叶阔叶混交林破坏后，则出现柏木林。这些针叶林再进一步受到干扰在酸性黄壤上出现映山红（*Rhododendron*）、櫟木（*Loropetalum chinense*）、乌饭（*Vaccinium bracteatum*）、柃木（*Eurya* sp.）、白栎（*Quercus fabri*）等灌丛。在石灰岩上则出现火棘、櫟木、蔷薇（*Rosa* sp.）、莢蒾（*Viburnum dilatatum*）等有刺灌丛。这些灌丛再进一步破坏，则形成各类亚热带的灌草丛。

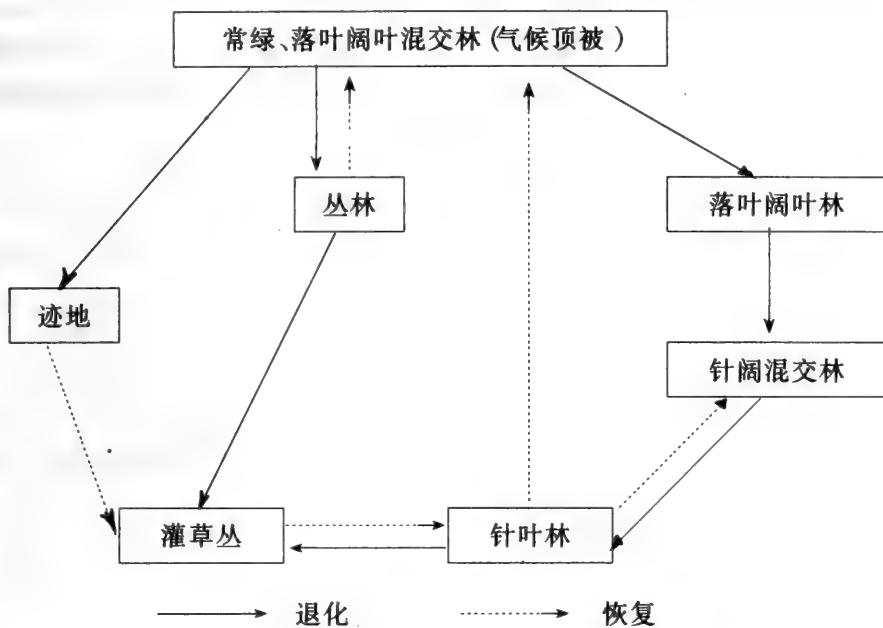


图 1 北亚热带生态系统退化的一般过程

中国亚热带西部典型自然生态系统为以滇青冈、黄毛青冈 (*Cyclobalanopsis delavayi*)、高山栲、元江栲 (*Castanopsis orthacantha*) 等为主组成的常绿阔叶林，也分布有以高山栎类为主的硬叶常绿阔叶林。当这些地带性的自然生态系统被破坏后，次生的主要为云南松 (*Pinus yunnanensis*)、华山松 (*Pinus armandii*) 和滇油杉 (*Keteleeria evelyniana*) 林。

在干旱的石灰岩上，常有柏木（*Cupressus*）和刺柏（*Juniperus formosana*）组成的疏林。次生森林植被再受强度干扰后，则出现常绿栎类萌生丛，在低海拔地区则出现有栓皮栎、云南松点缀的刺芒野古草（*Arundinella hirta*）、旱茅（*Eremopogon delavayi*）等禾草灌草丛。一般退化过程如图 2 所示。

### 3.3 我国南亚热带自然生态系统退化的一般过程<sup>[2,3,43]</sup>

我国南亚热带典型自然生态系统为季风常绿阔叶林。当季风常绿阔叶林被破坏后，东部次生为马尾松疏林，它以林下没有櫟木、映山红等植物与中亚热带马尾松林有别<sup>[34]</sup>，西部（云南高原）次生针叶林主要为思茅松（*Pinus kesiya* var. *langdianensis*）林。当针叶林再次受到破坏后，东部出现桃金娘（*Rhodomyrtus tomentosa*）、岗松（*Baeckea frutescens*）、野牡丹（*Melastoma candidum*）灌丛，西部则为木棉（*Bombax malabarica*）、锥连栎（*Quercus franchetii*）等点缀的稀树灌草丛。一般退化过程如图2所示。

#### 4. 我国亚热带退化生态系统的类型

我国亚热带地区典型自然生态系统为常绿阔叶林，硬叶常绿阔叶林和常绿、落叶阔叶混交林。但是由于几千年的人类活动的剧烈影响，典型自然生态系统所占的面积不足亚热带地区的5%，广泛分布的则为针叶林、灌丛、草丛等退化生态系统。

这里应该指出，生态系统的退化，往往是由于自然原因或人类活动的强烈干预所形成的，不管过程如何，结果往往是生态系统的生产力降低。但也有一些情况，人们为某一方面

的目的，人为控制生态系统处于某一演替阶段。从演替角度来说，这类生态系统是退化生态系统，但系统生产力不一定降低，如一些人工杉木林、毛竹林及一些经济林，称之为受控生态系统。从这个意义上讲，农田生态系统就是最大的受控生态系统。本文所讨论的退化生态系统，仅限于受控生态系统以外的类型。

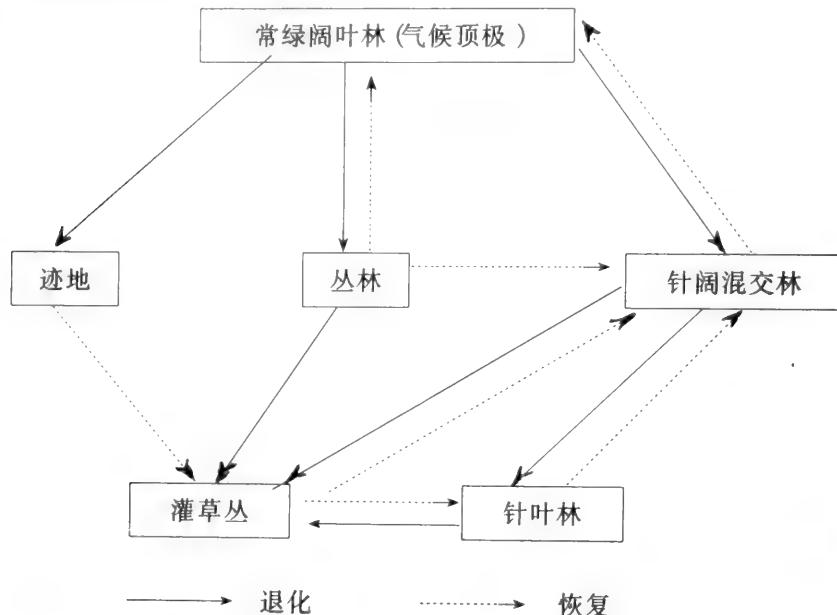


图2 中亚热带、南亚热带生态系统退化的一般过程

#### 4.1 针叶林

在亚热带地区，就分布范围和森林资源而论，针叶林是大大超过了阔叶林。亚热带的针叶林，绝大多数是常绿的，种类较多，资源量大。它们的形成，都是在典型自然生态系统破坏后发展起来的，生境条件也是多样而复杂的，但多数种类是生长在山地丘陵，一般生于酸性土壤，少数可适应石灰性土壤及碱性土壤。

众所周知，在地质历史上，针叶树种的出现比常绿和落叶阔叶树种的出现早得多<sup>[70]</sup>，但在亚热带我们仍然把针叶林做为退化生态系统的类型。这是因为尽管针叶树树种古老，但它最终又被常绿阔叶树种所取代。亚热带的原始森林主要是常绿阔叶林类型，但在这些常绿阔叶林中，偶儿会遇到残存的巨大的针叶树，这就是一个例证。这些常绿阔叶林遭到破坏后，由于针叶树阳性树种的特性常成为先锋树种侵入而形成针叶林。但针叶林郁闭后的林下环境有利于常绿阔叶树种的发育而不利于针叶树种本身，因此，针叶林也只能是演替过程的中间类型。

亚热带的针叶林是我国南方的主要森林资源。它们天然更新能力强，对土壤要求不严，繁殖易，成林快，如马尾松林、杉木林、华山松林、柏木林等，都成为林业上重要森林资源。

亚热带的针叶林主要由松林、杉木林和柏木林组成，也有极少部分其它类型的针叶林，但分布、资源非常有限。

##### 4.1.1 松林

#### 4.1.1.1 马尾松 (*Pinus massoniana*) 林

马尾松林是亚热带东部代表性树种，其分布区大致与该区的界线一致。它分布的西界与西南季风控制地区的代表性树种云南松相邻，北界与油松、南界与热带海南松 (*Pinus latifolia*)、思茅松 (*Pinus kesiya* var. *langbianensis*) 林相交错。垂直分布一般在 800—1000m 以下的低山、丘陵，但南岭山地可达 1500m。

马尾松林分布辽阔，地跨亚热带的北、中、南三个亚带，但以中亚热带生长最佳。群落外貌稀疏，层次整齐，郁闭度在 0.3—0.6，乔木层一般高 15—20m。纯林结构可分乔、灌、草三层。立地条件好的地方，乔木可分为二个亚层。

马尾松林根据群落组成及地理分布可大致分为五大类型，如表 6。

从动态演替的观点看，马尾松林为次生不稳定的类型<sup>[61]</sup>，它的幼苗很难在纯林的林冠下更新，而林冠下常滋育其它阔叶林的幼苗，特别是生境条件优越的地方<sup>[38]</sup>。但在较干燥和存在人为干扰的情况下，这种马尾松林能保持相对稳定。

表 6 五种类型马尾松林的比较

类型	分布	结构组成		
		乔木层	灌木层	草本层
1. 马尾松、白栎、胡枝子林	主要分布于秦岭、大别山、桐柏山等北亚热带 800m 以下的低山丘陵	马尾松及麻栎、栓皮栎、化香等落叶种	白栎、枪树 ( <i>Quercus serrata</i> )、胡枝子 ( <i>Lespedeza</i> spp.)、山胡椒 ( <i>Lindera glauca</i> )	白茅 ( <i>Imperata cylindrica</i> var. <i>major</i> )、芒 ( <i>Miscanthus chinensis</i> )、黄背草 ( <i>Themeda triandra</i> var. <i>japonica</i> )
2. 马尾松、桑林	秦岭南坡、大巴山等北亚热带山地、中亚热带丘陵和山地	单优群落或与麻栎等混交，乔木层常有栓皮栎、白栎、黄连木 ( <i>Pistacia chinensis</i> ) 等	马桑 ( <i>Coriaria sinica</i> ) 占优势，也有荆条，有也荆条、杭子梢 ( <i>Campylotropis macrocarpa</i> ) 等	白茅、白羊草 ( <i>Bothriochloa ischaemum</i> ) 占优势
3. 马尾松、椎木、映山红林	中亚热带丘陵和山地	马尾松及青冈、苦槠、木荷、甜槠、银木荷等常绿树及枫香、亮叶桦 ( <i>Betula luminifera</i> ) 等落叶树	桃木、乌饭树 ( <i>Vaccinium bracteatum</i> )、映山红 ( <i>Rhododendron simsii</i> )、柃木 ( <i>Eurya</i> )、山胡椒等	芒箕 ( <i>Dicranopteris dichotoma</i> ) 占优势，白茅、芒、五节芒等。
4. 马尾松、桃金娘林	福建、广东、广西等南亚热带丘陵山地、中亚热带南部	华栲 ( <i>Castanopsis chinensis</i> )、闽粤栲 ( <i>C. fissa</i> )、杜英 ( <i>Elaeocarpus</i> spp.)、石栎等	桃金娘、银柴 ( <i>Aporusa chinensis</i> )、黑面神 ( <i>Breynia fruticosa</i> )、岗松等	铁芒箕、乌毛蕨 ( <i>Blechnum orientale</i> ) 等
5. 马尾松、岗松森	主要分布在中亚热带南部、南亚热带	黄杞、黄植、闽粤栲	岗松、桃金娘、木、白栎	禾草、芒萁、垂穗石松等

应该指出，在目前情况下，由于存在强烈人为干扰，很多地方的马尾松林成为疏林甚至不成林。但一被封山保护，这种疏林能很快恢复成林<sup>[38]</sup>。

#### 4.1.1.2 云南松林 (Form. *Pinus yunnanensis*)

云南松林以滇中高原为中心，东至贵州、广西西部，南至云南南部，大致与亚热带南界线一致，西界以中缅国境线为界，北界以藏东川西高原为界。为受印度洋季风影响的云贵高原代表性的树种。分布于海拔 1500—2800m，局部地区可上升至 3000m 以上。

云南松林，外貌单调，结构简单，一般纯林仅乔、灌、草三层，郁闭度 0.3—0.6。在土壤肥沃的地方，常混生有多种阔叶树，常见有高山栲、黄毛青冈 (*Cyclobalanopsis delavayi*)、栓皮栎等。林下灌木不发达，为喜阳、耐旱的植物，以杜鹃科、蔷薇科居多，常见有杜鹃、乌饭 (*Vaccinium*)、火棘 (*Pyracantha fortuneana*)、铁仔 (*Myrsine africana*)

等。草本层多为耐旱的禾草，盖度大而茂密，种类不多，常见有白健杆 (*Eulalia pallens*)、四脉金茅 (*Eulalia quadrinervis*)、旱茅 (*Eremopogon delavayi*) 等。藤本及附生植物均极少见。

云南松林可以分为三个类型，如表 7。

表 7 三种类型云南松林的比较

类型	分布	乔木层主要组成
1. 云南松和石栎、青冈、栲及滇油杉林	滇中高原及川西南河谷、高原	云南松、黄毛青冈、高山栲、滇青冈、包斗栎 ( <i>Lithocarpus craibianus</i> ) 等壳斗科常绿种类
2. 云南松、高山栎林	滇西北、川西南中山地带	云南松、黄背栎 ( <i>Quercus pannosa</i> )、帽斗栎 ( <i>Q. guayacae-folia</i> )、光叶高山栎 ( <i>Q. rehderiana</i> ) 等硬叶栎类
3. 云南松、栲类、木荷林	滇东南南亚热带	云南松、红木荷 ( <i>Schima wallichii</i> )、截果石栎 ( <i>Lithocarpus truncatus</i> )、红栲 ( <i>Castanopsis hystrix</i> )、偏叶榕 ( <i>Ficus semicordata</i> ) 等季风常绿阔叶林成分

云南松对环境条件适应性较强，自然更新良好。土壤较为深厚湿润处，可通过松栎混生阶段向常绿阔叶林演替。同时，常绿阔叶林砍烧破坏后，则又可迅速地演变为云南松林。云南松林再遭进一步干扰破坏，低海拔地区出现余甘子 (*Phyllanthus emblica*) 为主的灌木草丛，高海拔地区形成高山栎类或杜鹃、乌饭等灌丛。

#### 4.1.1.3 思茅松 (*Pinus kesiya* var. *langbianensis*) 林

思茅松林主要分布于亚热带西部西南季风气候影响下的滇中南偏西地区，分布比较集中，海拔在 1100—1600m。在植被的山地垂直带谱上，它下接干热河谷植被，上接山地常绿阔叶林或云南松林。

思茅松为速生树种。森林结构整齐，郁闭度 0.6—0.7，乔木层以思茅松为主，常混生有红木荷、红栲、印栲 (*Castanopsis indica*)、银叶栲、截果石栎、滇楠等种类。灌木层多为上层乔木幼树，也常见云南银柴 (*Aporusa yunnanensis*)、余甘子、展毛野牡丹 (*Melastoma normale*) 等。海拔较高处出现米饭树、毛果珍珠花 (*Lyonia villosa*)。草本层以禾草和蕨类为常见。如粽叶芦 (*Thysanolaena maxima*)、四脉金茅、野古草等。

思茅松林是滇中高原常绿阔叶林或山地常绿阔叶林受到强烈人为干扰的产物。在自然状况下，最终要被山地常绿阔叶林所取代。

#### 4.1.1.4 黄山松 (*Pinus taiwanensis*) 林

黄山松林主要分布于中亚热带、北亚热带偏东地区的台湾、福建、浙江、江西、安徽、湖北和湖南的东部，是华东地区代表性的次生针叶林<sup>[7]</sup>。垂直分布高度在 700—800m 以上的山坡和山脊，是马尾松林在华东地区的垂直高度上的替代种。

黄山松为强阳性树种，适应温凉湿润的山地气候，耐寒、抗风、耐瘠薄土壤。常成为东部贫瘠山坡顶部的一大景观。群落结构简单，一般是乔、灌、草三层。乔木层以黄山松为主，高海拔开旷的山脊阳坡常形成纯林，在海拔较低的地方常和阔叶树种混交。黄山松林可分二种类型：

(1) 在北亚热带或中亚热带山地海拔较高的地方，黄山松林常混生有栓皮栎、槲栎、茅栗 (*Castanea seguini*) 等落叶阔叶树，灌木主要有马银花 (*Rhododendron ovatum*)、三桠乌药 (*Lindera obtusiloba*)、美丽胡枝子 (*Lespedeza formosana*)、八仙花 (*Hydrangea*) 等，草本层有芒、野古草、紫菀 (*Aster*) 及蕨类等。

(2) 混生木荷、甜槠、锥栗 (*Castanea henryi*) 的黄山松林，主要分布在中亚热带山

地，乔木还常有水青冈 (*Fagus longipetiolata*)、鹅耳枥等。灌木主要有短柄枹、化香、茅栗及杜鹃。草本层主要有紫菀、野菊 (*Dendranthema ageratoides*)、大油芒、五节芒等。

#### 4.1.1.5 华山松 (*Pinus armandii*) 林

主要分布于亚热带西部地区，在川、滇、黔及秦巴山地有分布。在分布的垂直高度上，下接马尾松、云南松林，上接云冷杉寒温性针叶林。华山松林常呈小斑块分布，目前的情况是人工林面积大于自然林的面积。我国亚热带地区的华山松林和暖温带地区的华山松林在伴生树种、林下植物等方面都不同。在川西南、滇西北的华山松林中，往往伴生有高山松 (*Pinus densata*)、冲天柏 (*Cupressus duclouxiana*)、长穗高山栎 (*Quercus longispica*)；在滇东北、黔西一带，常伴生有滇油杉、滇青冈、滇石栎等；在秦巴山地则混生有各种落叶树种，如槲栎、栓皮栎、山杨、红桦、藏刺榛 (*Corylus ferox* var. *tibetica*) 等。

#### 4.1.1.6 其它类型的松林

我国亚热带地区，除了上述的松林类型外，还有其它类型的松林，但分布都非常局限。广东松 (*Pinus Kwangtungensis*) 林，主要分布于南岭山地花岗岩陡峭的山脊线上，生境湿润多雨。高山松 (*Pinus densata*) 林，主要分布在川西 (2000–3800m)、滇中北部 (3000–3400m)，它是横断山区代表性森林类型。高山松适应性强，常是落叶林破坏后的先锋树种。巴山松 (*Pinus henryi*) 林，主要分布大巴山、巫山、鄂西北山地，海拔 1000–1900m，纯林面积很小，常与华山松、栎类混生。细叶云南松 (*Pinus yunnanensis* var. *tenuifolia*) 林，主要分布于红水河上游和南盘江两岸河谷山地，海拔 300–1800m，是广西比较重要的松林。

#### 4.1.2 杉木 (*Cunninghamia lanceolata*) 林

杉木林在我国亚热带东部有较广泛的分布，分布的范围大体与马尾松林一致，为我国南部重要的用材林。有天然次生林，也有大面积的人工林（受控生态系统）。杉木的最适生境为中亚热带南部地区，该地区也成为速生丰产的中心区<sup>[17]</sup>。垂直分布高度东南丘陵在 800–1000m 以下，山区可达 1200m，西部可达 2000m（峨眉山）。因为杉木多人工林，群落结构受人为影响较大。人为影响较小的群落，一般可分为 3 种类型：

（1）杉木——杜茎山、榧木——狗脊林，该类型为北亚热带及中亚热带及中亚热带北部地区类型。群落的林下植物热带性成分较少。如湖南会同的杉木林，属该类型。

（2）含红毛针、乌毛蕨、华南毛柃的杉木林，为中亚热带南部类型，林下植物有较多的华南热带成分，如红毛针 (*Ardisia mamillata*)、乌毛蕨、华南毛柃 (*Eurya ciliata*) 等。

（3）杉木——乌毛蕨、大罗伞林为南亚热带山地类型，林下植物有野牡丹、狗骨柴 (*Tricalysia dubia*)、黄牛木 (*Craloxylon cochinchinense*)、大罗伞 (*Ardisia quinquegona*) 等华南热带成分。

自然状态下的杉木林是不稳定的类型。杉木不耐旱、冷、瘠，林下或林中混生的阔叶树种，如甜槠、米槠、栲树、青冈，少叶黄杞等常成为竞争的优胜者。存在强烈干扰情况下，则可逆向演替形成湿性的灌草丛。

#### 4.1.3 柏木 (*Cupressus funebris*) 林

分布在长江以南中亚热带东段各省，以鄂西南、湖南、黔东、川东、桂北为主要分布地区，是这一地区石灰岩低山丘陵典型的次生针叶林。主要分布在 300–1000m 的山坡，有天然的，也有人工林。

群落结构简单，一般层次分明，郁闭度0.5—0.8。在石灰岩露头的干燥山脊或山坡上部，多成疏林。根据群落组成和分布，可分为2个类型：

(1) 含乌柏、枇杷、铁仔、狗脊的柏木林，分布在鄂、湘、川、黔等地。如三峡地区就有典型的柏木林。乔木层常混生黄连木、枇杷、乌柏等。灌木有樅木、马桑、铁仔、莢蒾、火棘、小果蔷薇等种类。草本层有狗脊、蜈蚣草等。

(2) 含圆叶乌柏、毛果巴豆、铁线蕨的柏木林，分布在桂、粤、湘。组成种类含有上述类型所没有的圆叶乌柏(*Sapium rotundifolium*)、毛果巴豆(*Croton lachnocarpa*)、斜叶榕(*Ficus gibbosa*)、铁线蕨(*Adiantum* sp.)。也含有部分上述群落的组成种类。

#### 4.2 阔叶林

在我国亚热带地区，阔叶林作为退化生态系统的一种类型，主要是落叶阔叶林。落叶阔叶林在亚热带出现有二种情况，一是山地垂直带谱的一部分，一是地带性生态系统破坏后出现的退化生态系统类型。

作为退化生态系统类型的落叶阔叶林主要分布在北亚热带，这里典型自然生态系统为常绿落叶阔叶混交林，在受到人为强烈干扰后，常绿的种类首先从乔木层中消失，成为明显的落叶阔叶林。在中亚热带及南亚热带，落叶阔叶林仅是零星分布，类型非常有限。

亚热带地区落叶阔叶林的种类组成，主要是壳斗科的栎属、栗属(*Castanea*)、水青冈属(*Fagus*)，桦木科的桦木属(*Betula*)、鹅耳枥属(*Carpinus*)和桤木属(*Alnus*)，榆科的榆属(*Ulmus*)、朴树属(*Celtis*)和青檀属(*Pteroceltis*)、槭树科的槭树属(*Acer*)、杨柳科杨属(*Populus*)、金缕梅科的枫香属(*Liquidambar*)等。亚热带的落叶阔叶林和温带落叶阔叶林相比，在种类组成、群落结构等方面差异较大。林中常混生有常绿树种，特别是灌木层，常绿种类还有较大的比例。在结构方面，藤本植物也比温带为多。

##### 4.2.1 栎林

落叶栎林是亚热带地区广泛分布、数量最多的一类落叶阔叶林。从北亚热带到南亚热带东部都有分布，主要为常绿阔叶林或季风常绿阔叶林遭破坏后产生的。常见的有麻栎(*Quercus acutissima*)林、栓皮栎(*Q. variabilis*)林、抱树(*Q. glandulifera*)林、槲栎(*Q. aliena*)林、锐齿槲栎(*Q. aliena* var. *acuteserrata*)林，它们主要分布于亚热带山地，海拔400—1600m的山坡、山脊和沟谷。亚热带北部、中部萌生栎林分布于海拔300—700m的丘陵低山区。成林多分布于1000m以上的山坡。郁闭度在0.4—0.7。乔木层伴生树种有白栎、黄櫟、黄连木、化香、枫香(大别山)、青冈栎、小叶青冈(湖北)。灌木层中有杜鹃、山胡椒、胡枝子、白檀等。草本层植物很多，不同地区差别较大。

在桂西北、黔西南河谷中山，常有旱冬瓜、枫香、红木荷混生其中。在广西田阳-百色一带(右江北侧)有大面积的栓皮栎林。在云南多分布在1000m以下的干热河谷、丘陵山地，它们在组成上也有较大差异。

栎林在北亚热带多为栎类落叶常绿阔叶混交林破坏后形成的，在桂西北、黔西南则为常绿阔叶林或季风常绿阔叶林破坏后形成，在云南多分布在1000m以下的干旱河谷、丘陵与山地，为常绿阔叶林或季雨林破坏后所形成。

##### 4.2.2 桤木林

桤木林是中亚热带西部常绿阔叶林地带有明显干、湿季的气候条件下分布在温暖湿润环境下的次生林。成大面积极少，常成小片零星分布。常为纯林，偶尔伴生有枫香、拟赤杨

等。层次简单，灌木种类稀少。

#### 4.2.3 拟赤杨林

广泛分布于亚热带东部长江以南各省，但大片成林极少，为常绿阔叶林破坏后出现的次生林。林中常混生有枫香、野茉莉、野雅椿等种类。在中亚热带南部，如福建的陇西山，常混生有常绿阔叶的植物种类，如楠木、少叶黄杞、櫟木（高度可达10米）、含笑、毛冬青等<sup>[38]</sup>。

#### 4.2.4 枫香林

枫香林为我国亚热带湿润条件下的常绿阔叶林破坏后出现的一类次生落叶林。在分布区的北界大别山，分布海拔300~800m；在分布区的南界广西南部，分布在海拔1600m的山地，西界到东经104°之处，东到江南丘陵均有枫香林的分布。枫香林所在的生境条件，土层一般较厚，水分较好，土壤肥沃<sup>[38]</sup>。北亚热带的枫香林混生有栓皮栎、马尾松等种类；在中亚热带及南亚热带，枫香多大树，常混生一些常绿树种，林下灌木中亚热带为山胡椒、南烛、乌饭；南亚热带为桃金娘、野牡丹等。

#### 4.2.5 化香林

化香常与黄檀（*Dalbergia hupehana*）、山合欢（*Albizia kalkora*）构成落叶林。主要分布在北亚热带江苏、安徽、河南、湖北1000m以下的向阳山地，神农架地区分布可达1900m，大巴山地也有分布。乔木层高13m左右，主要种类除了化香、黄檀、山合欢外，还有栓皮栎、白栎、乌柏、苦木（*Picrasma*）等种类，郁闭度0.5~0.8，灌木层种类多而杂，有山胡椒、櫟木、白檀等，草本层有荩草、青茅等。

从群落的环境和结构来看，化香、黄檀、山合欢林中含有较多的栓皮栎。本群落乃是由落叶栎林（主要是栓皮栎林）破坏后形成的，如任其自然发展，仍能恢复成落叶栎林。

### 4.3 竹林

我国亚热带地区，有非常广泛的竹林分布。从本质上说，它不是稳定群落类型，如没有人工抚育除草而任其自然生长，就会逐渐变为竹阔混交林，进一步演化为常绿阔叶林。如在福建的毛竹林中，常有耐阴的栲属、青冈属、润楠属的幼苗和幼树出现，进一步发展就成为毛竹-栲，毛竹-青冈，毛竹-甜槠等混交林。当高大的常绿阔叶树升为第一乔木层时，林冠越来越密，毛竹就不能正常生长，演替为地带性的自然生态系统类型<sup>[40,43]</sup>。

竹林对生态环境有较强适应性，它的出现常是当森林遭到破坏（人工砍伐，火烧等），林内有足够的光照，竹林就可以侵入形成混交林。从这个意义来说，它应是退化生态系统的一个类型。但我国亚热带地区竹林多为经济竹林，属受控生态系统范围。

我国亚热带地区有非常多的竹林类型，如毛竹（*Phyllostachys pubescens*）林、水竹（*Phyllostachys heteroclada*）林，方竹（*Chimonobambusa quadrangularis*）林，苦竹（*Pleioblastus amarus*）林等，但分布最广泛的还是毛竹林，它的分布东起台湾、西至云南、四川、南到广东和广西的中部，北到陕西，河南南部，在整个亚热带几乎都有分布。

### 4.4 灌丛

在我国亚热带，灌丛是非常典型的退化生态系统类型，它的存在主要是森林生态系统遭到强烈干扰后出现的。在我国亚热带低山丘陵地区的红壤、黄壤上森林植被破坏后，常出现一些如白栎、茅栗等生活型为乔木的萌生丛，外貌似灌丛，结构零乱，种类组成十分混杂，若人们干扰活动稍为减少，一些阔叶树种就会相继入侵，逐渐恢复为森林生态系统，这些就

是林业上确定的“宜林荒山”，这种不稳定的类型，不包括在本文所讨论的灌丛范围之内。这里所讨论的灌丛退化生态系统类型则是演替比较缓慢，相对稳定的类型。

#### 4.4.1 落叶灌丛

亚热带的落叶灌丛普遍为退化生态系统类型。亚热带森林植被破坏后常常会出现这种类型。

##### 4.4.1.1 河谷落叶阔叶灌丛

这类灌丛一般分布于云南、四川、广西、贵州的金沙江、大渡河、南盘江、北盘江、红水河的河谷地带。海拔 200—2500m，分布区主要为干热气候，群落外貌变化较大。从组成成分来说，以中亚热带和南亚热带的区系成分为主。海拔较高的地方，常出现北亚热带和暖温带成分。主要有余甘子 (*Phyllanthus emblica*) 灌丛、白刺花 (*Sophora viciifolia*) 灌丛等。

###### (1) 余甘子灌丛

该种灌丛主要分布在云南、四川、广西、贵州等省的干热河谷地带，一般分布在海拔 2000 米以下。总盖度 50% 左右，群落结构简单，灌木一般以余甘子占绝对优势、其它零星可见的有西南杭子梢 (*Campylotropis delavayi*)、清香木 (*Pistacia weinmannifolia*)、黄荆 (*Vitex negundo*) 等。草本层以耐旱的禾草最繁茂，盖度 40—70%，常见种类是扭黄茅 (*Heteropogon contortus*)、龙须草 (*Eulaliopsis binata*) 等。该群落的存在一般是河谷疏林经人为干扰后形成的、进一步干扰则形成禾草草丛。

###### (2) 白刺花灌丛

该群落广泛分布在四川金沙江、雅砻江、岷江河谷等地的上部，多在海拔 2500 米以下，有时可达 3000 米。该群落组成变化较大，盖度一般在 50%，灌木优势种为白刺花、对节木 (*Sageratia pycnophylla*)、小马鞍叶 (*Bauhinia fabri* var. *microphylla*)，也常见四川香茶菜 (*Rabdosia setschuenensis*)、峨眉蔷薇 (*Rosa omeiensis*) 等。草本层主要有须芒草 (*Andropogon yunnanensis*) 等。

##### 4.4.1.2 石灰岩落叶灌丛

石灰岩落叶阔叶灌丛是亚热带石灰岩地区地带性生态系统常绿阔叶林、常绿落叶阔叶林或次生的针叶林破坏后退化成的一种次生的植被类型。在石灰岩地区，由于森林破坏，土壤变得更为干燥，因此大量出现了喜钙、耐干旱的落叶灌木种类。石灰岩落叶灌丛的重要特征是荆刺丛生、藤蔓繁衍，相互缠绕，如常见的小果蔷薇、火棘灌丛，黄荆灌丛等。根据建群种的不同，可以分为 4 种类型：

###### (1) 小果蔷薇 (*Rosa cymosa*)、火棘 (*Pyracantha fortuneana*) 灌丛<sup>[58]</sup>。

主要分布于亚热带 1200 米以下的石灰岩裸露、土层薄的地段，盖度在 60—90%，高 1—2 米，灌丛中的灌木多刺、多藤，外貌现绿色团块状，与岩石相间。常见的灌木有云实、羊蹄甲、金樱子、冻绿 (*Rhamnus nepalensis*)、岩豆藤、算盘子等，草本植物常见的有荩草、野青茅等。该类型的灌丛进一步遭到破坏，则形成石灰岩草丛，如扭黄茅草丛等。

###### (2) 荆条 (*Vitex negundo*) 灌丛

这类灌丛普遍分布于亚热带石灰岩山地，外貌特征与 (1) 相似，盖度 40—80%，高 0.5—2 米，灌木种类主要有荆条、云实、竹叶椒、野花椒、黄檀、绣球绣线菊 (*Spiraea blumei*)、芫花 (*Daphne genkwa*) 等。草本主要有白茅、五节芒、荩草等。

### (3) 马桑 (*Coriaria sinica*) 灌丛

马桑灌丛在我国亚热带石灰岩山地丘陵分布很广，尤其在陕、川、黔、滇、桂、湘等省亚热带的西部为多，海拔范围在 600—1000m。在花岗岩、砂页岩上也能生长，但不普遍。

灌木层以马桑占优势，高 2—3m，因经常受干扰呈丛状，其它灌木种类主要有卫矛 (*Euonymus alatus*)、火棘、鼠李 (*Rhamnus davuricus*)、盐肤木等，草本层占优势的有白茅、黄背草 (*Themedatriandra* var. *japonica*)、羊胡子草 (*Carex buergeriana*) 等。该类灌丛多为石灰岩针叶林，如柏木林受干扰退化而来，若继续存在人为破坏则会逆向演替成石灰岩多刺灌丛。

### (4) 黄栌 (*Cotinus coggygria* var. *cinerea*) 灌丛

主要分布在我国中亚热带和北亚热带，海拔 200—1500m。多为石灰岩地区森林破坏后形成的退化类型。群落总盖度 30—80%，黄栌为灌木层的优势种，高 1.5—2m，其它灌木种类还有醉鱼草 (*Buddleja* sp.)、含羞草叶黄檀 (*Dalbergia mimosoides*)、全缘火棘 (*Pyracantha atalantioidea*) 等，草本层盖度较大，主要为白草 (*Pennisetum flaccidum*)、荩草等。

#### 4.4.2 常绿灌丛

常绿阔叶灌丛是由常绿灌木和部分萌生常绿阔叶乔木所组成的植物群落类型。作为亚热带退化生态系统类型的常绿灌丛，主要有 3 种类型：①高山、亚高山常绿阔叶灌丛，主要指高山栎类灌丛，它是由硬叶常绿阔叶林破坏后萌生的常绿栎类灌丛；②低山丘陵常绿阔叶灌丛，主要是由阔叶林或次生针叶林，屡遭砍伐或火烧由林下小乔木和常绿灌木所组成的类型；③石灰岩常绿灌丛，主要是由于特殊的母岩性质及人类的干扰所形成的相对稳定的灌丛。

##### 4.4.2.1 高山、亚高山常绿栎类灌丛

这里主要指我国川西、滇北、藏东南硬叶常绿阔叶林或一些类型的暗针林遭破坏后形成的高山栎类灌丛<sup>[51]</sup>。高山栎类植物、具有很强的萌生能力和耐火烧的生态特性，因此高山栎林遭破坏后常形成灌丛。这些灌丛在一定时间是相对稳定的。主要有六种类型：即川滇高山栎 (*Q. aquifolioides*) 灌丛、黄背栎 (*Q. pannosa*) 灌丛、光叶高山栎 (*Q. rehderiana*) 灌丛，高山栎 (*Q. semicarpifolia*) 灌丛、帽斗栎 (*Q. guayavaefolia*) 灌丛、矮高山栎 (*Q. monimotricha*) 灌丛。

以上 6 种类型硬叶栎类灌丛，都能恢复成硬叶常绿阔叶林，也会经过云南松、硬叶栎混交林阶段恢复到硬叶常绿阔叶林。矮高山栎灌丛的形成，则是云南松、矮高山栎林破坏后形成的，若保护则会首先恢复到云南松林，然后演化成硬叶常绿阔叶林。

硬叶栎类灌丛外貌呈暗黄绿色，灌木层总盖度 40—60%，群落结构简单，种类组成较贫乏，根据作者在云南丽江总面积 1200m<sup>2</sup> 的调查，组成灌木层种类有 34 种，草本层种类 50 余种。灌木层以硬叶栎为优势，其它都是一些耐旱的种类，主要有紫药女贞 (*Ligustrum delavayanum*)、刺叶石楠 (*Photinia prionophylla*)、黄杨叶栒子 (*Cotoneaster buxifolius*)、西南杭子梢等。草本层盖度 10—30%，也是一些耐旱种类，如拟金茅 (*Eulaliopsis binata*)、须芒草、艾蒿 (*Artemisia argyi*)、西南萎陵菜 (*Potentilla fulgens*) 等。

##### 4.4.2.2 低山丘陵常绿灌丛

此类常绿次生灌丛广泛分布于我国中亚热带和南亚热带低山丘陵地区，类型较多。主要

有3种。

### (1) 槲木 (*Loropetalum chinense*) 灌丛

该类型主要分布在我国中亚热带东部海拔1000m以下的低山丘陵。经常是由常绿阔叶林、马尾松林、杉木林经人为繁复采伐活动形成的。群落外貌深绿色，高矮不一。灌木层高1m左右，总盖度30—60%，种类以槲木、乌饭树、映山红占优势，其它种类有油茶 (*Camellia cleifera*)、米饭花 (*Vaccinium sprengelii*)、黄瑞木 (*Adinandra millettii*)、石斑木 (*Raphiolepis indica*)、盐肤木 (*Rhus chinensis*)、山胡椒 (*Lindera glauca*)等。近南亚热带的地方，出现桃金娘等种类。草本层主要有白茅、芒萁，也有野古草、芒 (*Misanthus sinensis*)、金茅 (*Eulalia speciosa*)等。群落中常散生有乔木树种的幼苗，如马尾松、枫香、化香、苦槠、青冈等，因此只要加以保护，可以经针叶林、针阔混交林阶段，恢复到常绿阔叶林。

### (2) 桃金娘 (*Rhodomyrtus tomentosa*) 灌丛

该灌丛主要分布在我国南亚热带东部地区海拔500—700m以下的低山丘陵。它的出现有二种情况，一是该地区分布的退化类型的针叶林乔木层破坏以后发展起来的，一是该地区地带性自然生态系统皆伐后发展起来的，由于干扰活动频繁，生境条件日趋恶劣，因此该类型灌丛是相对稳定的。群落外貌绿色，高1m左右，盖度30—70%，以桃金娘占优势，也常见银柴 (*Aporusa chinensis*)、黑面神 (*Breynia fruticosa*)、野牡丹 (*Melastoma candidum*)等。草本层主要种类有白茅、铁芒萁、五节芒、鸭嘴草 (*Ischaemum aristatum*)等。群落多散生马尾松、木荷、枫香等幼树。

该群落为两广丘陵最典型的退化生态系统类型。如果停止干扰，马尾松等将相继侵入逐渐通过针叶林向季风常绿阔叶林发展，如果继续干扰，就会向着干性的岗松、山芝麻灌丛发展，干扰加剧，则演变成多种灌草丛。

### (3) 岗松 (*Baeckea frutescens*)、山芝麻 (*Helicteres angustifolia*) 灌丛

岗松、山芝麻灌丛主要分布在两广南部南亚热带地区，也可能分布在热带北部地区，多是季风常绿阔叶林反复砍伐后形成的次生植被，群落总盖度30—70%。灌木层高0.3—1m，主要由岗松、山芝麻占优势，其它常见的有桃金娘、黑面神、华山矾 (*Symplocos chinensis*)、银柴 (*Aporusa chinensis*)等，灌木层中也多散生马尾松、台湾相思 (*Acacia confusa*)等乔木树种。草本以禾草为主，鵝鶴草 (*Eriachne pallescens*)占优势，也有蜈蚣草 (*Eremochloa ciliaris*)、铁芒萁等。

#### 4.4.2.3 石灰岩常绿灌丛

在我国亚热带的石灰岩地区，石灰岩常绿落叶阔叶混交林等自然生态系统以及次生针叶林破坏后常形成石灰岩常绿灌丛。组成群落的种类多具耐干旱、耐贫瘠的生物学特性。主要有二种类型。

### (1) 铁仔 (*Myricana africana*) 灌丛

分布在云南、四川、湖北等地的石灰岩上，在滇中、滇东南高原石灰岩地区有较多分布<sup>[33]</sup>。群落所在地岩石裸露较多，群落为稀疏灌丛状，一般高0.5m左右，植被盖度10—30%。群落的特点是分层不明显，经常草本高于灌木。常见的种类有铁仔、金花小檗 (*Berberis wilsonae*)、栒子 (*Cotoneaster spp.*)等，草本层多为禾草及火绒草等。

### (2) 樟叶莢蒾 (*Viburnum cinnamomifolium*)、竹叶椒 (*Zanthoxylum planispinum*)、

### 羊蹄甲 (*Bauhinia variegata*) 灌丛

多分布在云南、贵州及广西的石灰岩地区。一般海拔 400 – 800m。灌木层种类组成较为丰富，一般高 1 – 1.5m，常具有刺的种类，藤本植物较多。灌木除樟叶莢莲、竹叶椒、羊蹄甲外，常有山麻杆 (*Alchonea* sp.)、圆叶乌柏 (*Sapium rotundifolium*) 等。藤本主要为龙须藤、油麻藤等。群落岩石多有蕨类附生，草本种类少。

### 4.5 稀树灌木草丛

稀树灌木草丛为我国亚热带西部，尤其滇中高原非常典型的退化生态系统类型<sup>[33]</sup>。群落以草丛为主，其间散生灌木和乔木。它们的出现，都是在原有山地常绿阔叶林长期不断地受到砍伐火烧下所形成的一类次生植被。在亚热带西部，主要有 2 种类型：(1) 含木棉 (*Bombax malabarica*)、虾子花 (*Woodfordia fruticosa*) 的中草草丛；(2) 含锥连栎 (*Quercus franchetii*)、坡柳 (*Dodonaea viscosa*) 的中草草丛。

### 4.6 草丛

草丛是以旱中生性或中生性多年生草本为建群种的群落类型<sup>[34]</sup>。因为在亚热带，经常含有一定数量的灌木，也常散生有少量阳性树种，如马尾松等，因此不是单纯的草丛。亚热带草丛一般是森林或灌丛遭反复破坏、砍伐、烧山后形成的退化类型，在我国亚热带有相当广泛的分布，是退化生态系统各类型中退化较严重的一类。

根据建群种的不同，我国亚热带的草丛可以分为 2 个类型，即禾草草丛和蕨类草丛。

#### 4.6.1 禾草草丛

为禾本科草类占优势的草丛。分布相当广泛，整个亚热带都有分布，是草丛类型中分布最广的一个类型。它是在森林破坏后连年不断的烧山情况下或者在荒废的农地上发展起来的一种次生类型。

在我国亚热带，主要的有 7 种类型的禾草草丛

- (1) 野古草 (*Arundinella hirta*) 草丛，整个亚热带山地都有分布。
  - (2) 金茅 (*Eulalia speciosa*) 草丛，主要分布于中亚热带、南亚热带丘陵、山地。
  - (3) 白茅 (*Imperata cylindrica* var. *major*) 草丛，亚热带地区都有分布。
  - (4) 扭黄茅 (*Heteropogon contortus*) 草丛，主要分布于中亚热带、南亚热带山地、丘陵。
  - (5) 黄背草 (*Themeda triandra* var. *japonica*) 草丛，整个亚热带地区都有分布。
  - (6) 五节芒 (*Miscanthus floridulus*) 草丛，主要分布于中亚热带和南亚热带。
  - (7) 鹳嘴草 (*Eriachne pallescens*) 草丛，主要分布于南亚热带丘陵地区。
- 禾草草丛的结构简单，一般只有一层，高 1m 以下。群落中散生一些乔灌木，但盖度在 5 – 20%。种类组成也很简单，优势种明显，往往由单优势种组成。组成禾草的优势种对生态环境的适应性是有差异的，可分为中生性禾草和旱生性禾草。中生性禾草如五节芒、芒等，均多分布于山地或沟谷两旁坡地，旱生性禾草如鹤嘴草、扭黄茅等，它们多分布于丘陵、干热河谷两旁或水土流失比较严重的地方。有些是介于两者之间，如金茅、黄背草、白茅、野古草等，一般为中性偏旱的类型。禾草草丛优势种对土壤酸碱性反应有所不同，如金茅、野古草、鹤嘴草、芒、五节芒等多在酸性土（红壤、黄壤、黄棕壤）上出现；扭黄茅则多分布在石灰土上，白茅、黄背草则在两种性质的土壤上都可以生长。

禾草草丛是森林皆伐或灌丛砍伐后演变成的退化类型，在草丛中还常散生一些乔、灌木

种类，如北亚热带禾草草丛多出现马尾松、白栎、黄檀、芫花等；中亚热带东部草丛中常见马尾松、枫香、苦槠、櫟木、映山红、石斑木、华山矾等；滇中高原多出现云南松、南烛、杜鹃等；南亚热带东部常出现马尾松、木荷、桃金娘、岗松、余甘子等；南亚热带西部常见木棉、红木荷、栓皮栎、余甘子等。若对亚热带禾草草丛进行保护大都可恢复成各种森林。

#### 4.6.2 蕨类草丛

为中生性的蕨类占优势所组成的灌草丛，多为森林砍伐后或火烧后发育成的次生类型。主要有蕨菜草丛和芒萁草丛。

(1) 蕨菜 (*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*) 草丛，亚热带地区均有分布，以东部中亚热带山地为多见。

(2) 铁芒萁 (*Dicranopteris dichotoma*) 草丛，主要分布于长江以南中亚热带和南亚热带。

蕨类草丛都以蕨类占明显优势，群落中也常含有灌木种类及乔木幼树，其它草本植物如禾草也常在群落中出现，在不同生境下出现不同的群落类型，如含桃金娘的蕨菜、铁芒萁草丛，含有映山红的蕨菜、铁芒萁草丛，含桃金娘、岗松的铁芒萁草丛，含映山红、櫟木的铁芒萁草丛等。它们都是含相应灌木种类的灌丛或针叶林经严重干扰后退化而来，蕨类草丛分布的生境条件相对较好，土壤深厚、肥沃、一经保护，很容易恢复成林。

### 5. 我国亚热带地区退化生态系统恢复的一般途径

#### 5.1 我国亚热带地区退化生态系统恢复的意义

生态系统的持续发展是当今国际上生态学的三大热点之一<sup>[39]</sup>。事实上，生态系统的持续发展是三大问题的关键，因为只有在生态系统持续发展的基础上，才能保护好生物多样性；只有在这个基础上，研究全球变化的策略才能得以实现。退化生态系统的恢复和优化人工生态系统的组建则是保证生态系统持续发展的基础。

我国亚热带地区自然条件优越，植物种类、生态系统类型丰富多样，成为我国几千年来社会不断发展的基础。同时，由于人为活动的剧烈影响，亚热带自然生态系统退化问题非常严重。

就三峡地区来说，目前典型自然生态系统（地带性植被）所占的面积不足整个区域的1%。就整个亚热带地区来说，典型自然生态系统所占面积仅约占全区总面积的5%。

生态系统的退化，造成了一系列的严重后果。这主要表现在几个方面。

(1) 生态系统生产力减低：主要表现在生态系统的生产者通过光合作用固定太阳能，使光能通过绿色植物进入食物链的能力减弱。(2) 生态系统的生物多样性减少：生态系统退化的结果不仅使系统的物种多样性减少，同时使得遗传多样性丧失，生态系统的结构趋于单一，功能趋于简单，景观多样性也趋于简化。如在西双版纳原生林内蝽类昆虫相对比次生林、人工林复杂与多样化<sup>[60]</sup>。(3) 调节气候作用减弱：结构单一、功能简单的生态系统远不如结构复杂、功能多样的典型自然生态系统调节气候作用有效。(4) 调节和涵养水分的作用减弱：这也是生态系统退化表现出的对环境的最直接危害，如表8所示。尽管存在着测量方法的差异，但退化的生态系统径流系数明显大于典型生态系统常绿阔叶林的径流系数。(5) 贮存生态系统营养元素的能力减弱。这主要表现在退化生态系统对营养元素的维持能力减弱。

表 8 不同生态系统的径流系数

生态系统类型	研究地点	径流系数	资料来源
常绿阔叶林	广西龙胜	0.47	黄承标等, 1991
常绿阔叶林	浙江建德	0.23	王建国, 1985
常绿落叶阔叶混交林	广西田林	0.24	黄承标等, 1991
杉木林	广西龙胜	0.94	黄承标等, 1991
杉木林	广西龙胜	1.15	黄承标等, 1991
杉木林	广西岑溪	0.29	黄承标等, 1991
杉木幼林	浙江建德	0.39	王建国, 1985
马尾松林	广西庆远	2.31	黄承标等, 1991
云南松林	云南通海	2.16	刘文耀等, 1992
云南松疏林	云南通海	1.85	刘文耀等, 1992
云南松针阔混交林	云南通海	0.60	刘文耀等, 1992
马尾松桉混交林	广西庆远	0.48	黄承标等, 1991
人工胡枝灌丛	浙江建德	0.71	王建国, 1985
灌草丛	广西龙胜	1.06	黄承标等, 1991
灌草丛	广西田林	0.40	黄承标等, 1991
开荒地	浙江建德	0.85	王建国, 1985

因此退化生态系统恢复不仅对于减弱以上不良后果有明显作用，同时还对美学、社会文化等有重要价值。

## 5.2 恢复的途径

退化生态系统的恢复，主要有自然恢复、人工促进的自然恢复及在一定的区域按照生态学的基本原理人工重新组建一个生态系统，即生态工程。

### 5.2.1 自然恢复

退化生态系统的自然恢复就是指对于特定区域的退化生态系统，不通过人工辅助手段，依靠退化生态系统本身的能力使其向着典型自然生态系统顺向演替的过程。亚热带地区，由于自然水热条件比较优越，一般退化生态系统一旦停止人为干扰，经过一定时间，就可恢复到地带性的自然生态系统。这也是非常有效的恢复方式。封山育林就是最典型的自然恢复方式。

刘金林等对浙江午潮山退化生态系统通过 20 年封山育林恢复的研究表明，对于生态系统退化比较严重的灌丛、灌草丛，封山育林是退化生态系统恢复的有效途径<sup>[25]</sup>。午潮山的地带性典型生态系统为常绿阔叶林，由于长期人为干扰和破坏，退化为灌丛和草坡。封山后，恢复的早期，以枹树、白栎、盐肤木 (*Rhus chinensis*)、茅栗 (*Castanea seguinii*)、黄檀 (*Dalbergia hupehana*)、山合欢、野茉莉 (*Styrax dasyantha*) 等树种最先侵入。这些都是适应力强，喜光不耐荫的树种，能在开阔草丛中很好的生长（落叶阔叶林阶段）。随着环境条件的改善，常绿树种也开始逐渐迁入和定居，首先是耐旱性较强的常绿乔木树种，如苦槠、青冈、石栎、木荷以及茶科的柃木属等植物，形成常绿落叶阔叶混交林。以后逐渐形成常绿阔叶树种为主的阶段（常绿阔叶林）。

### 5.2.2 人工促进的自然恢复

生态系统的自然恢复尽管是很有效的，但有几个原因使得我们经常不得不采用人工措施加以辅助：①对于退化严重的生态系统，自然恢复需要很长的时间；②对于极度退化的生态系统，它的自然发展经常是向着背离典型自然生态系统的方向发展（偏途演替）；③在有些特殊情况下，如一些废弃地，由于存在重金属污染及土壤酸碱性的改变，如不采用人工措施，自然恢复是很困难的<sup>[68]</sup>。

人工辅助措施包括改善退化生态系统的物理因素，改善营养条件，改善种源条件及改善物种间的相互制约关系等。

#### 5.2.2.1 改善退化生态系统的物理因素

对于有些情况，改善退化生态系统土壤的理化性质对于生态系统的恢复是至关重要的。如土壤的 pH 值太高可以用有机物质或硫化废物（Pyritic waste）进行改善；pH 值太低就可以用石灰进行改善；土壤的重金属含量太高，可以用有机肥通过吸附作用加以改良；土壤盐分太高，可以采取灌溉的方法对土壤进行改善<sup>[68]</sup>。

#### 5.2.2.2 改善退化生态系统的营养因素

不同的生态系统类型，对营养元素的需求是不一致的，如表 9。对于退化生态系统，在很多情况下营养元素是达不到这样的标准的。但是，在营养缺乏的情况下，退化生态系统的恢复很困难。对退化生态系统直接施加一些营养元素，如施化肥，代价可能太大而且要年年如此。最有效和实用的办法是种植豆科植物以改善退化生态系统的营养条件<sup>[74]</sup>。在三峡地区，种植豆科植物被证明是很有效的改善生态系统营养条件的办法。

#### 5.2.2.3 改善退化生态系统的种源条件

对于退化生态系统来说，原始的植物种类和与之相协调的动物种类已经失去<sup>[68,71,72]</sup>。我们在三峡退化生态系统实验点对不同退化生态系统类型所作用的土壤种子库结果就表明，对于不同退化程度的草丛、灌丛、马尾松林、杉木林、栓皮栎林各个类型的退化生态系统，土壤种子库组成主要为草本植物，灌木种类极少，没有乔木层的种类（表 10）。因此，退化生态系统的恢复很重要一个人工手段就是改善退化生态系统的种源条件。

表 9 不同生态系统类型对营养元素的年需求量

生产力水平 (kg ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup> )	生态系统类型				热带生态系统	
	冻原和荒漠	生产力低的温带生态系统		生产力高的温带生态系统 生产力低的热带生态系统		
		生态系统	生产力			
1000		5000	10000	20000		
N	20	100	200	400		
K	11	55	110	220		
Mg	5.1	26	51	102		
Ca	2.6	13	26	52		
P	1.8	90	18	36		

表 10 不同退化生态系统类型土壤中活性种子（可萌发）数目（个/m<sup>2</sup>）

种类	杉木林	马尾松林	铁仔灌丛	黄栌灌丛	栓皮栎林	草丛	生活型
蒿 <i>Artemisia</i> sp.	20				10	30	草本
白酒草属一种 <i>Conyza</i> sp.	200					350	草本
飞蓬 <i>Erigeron</i>	60	10				40	草本
荩草 <i>Anthraxon</i>	80		30		30	60	草本
悬钩子 <i>Rubus</i> sp.	10		20			10	灌木
野桐 <i>Mallotus tenuifolius</i>	10						灌木
莎草 <i>Carex</i> sp.	80		100	50		150	草本
艾 <i>Artemisia</i> sp.	10						草本
唇形科一种	40					20	草本
狗尾草 <i>Setaria</i>		40					草本
酢酱草 <i>Oxalis</i>		60					草本
悬钩子 <i>Rubus</i> sp.	10		20				灌木
堇菜 <i>Viola</i> sp.		10					草本
苦荬菜		20					草本
野豌豆 <i>Vicia</i> sp.		10					草本
槿木 <i>Loropetalum chinense</i>			30		30		草本
草莓 <i>Fragaria</i> sp.			20				草本
禾本科一种		40					草本

改善退化生态系统的种源条件，有各种各样的方法。在亚热带地区，以前经常进行飞播造林，还有人工点播一些先锋树种，也很有效。在三峡古夫中科院退化生态系统试验点，通过以下措施改善种源条件：①在亚热带的灌草丛、灌丛中，人工点播马尾松；②在退化的杉木疏林中，人工移栽常绿的樟树；③在石灰岩灌草丛中，点播棕榈。通过二年的试验初步证明，这些措施是非常有效的。

改善退化生态系统的种源条件，首先会遇到一系列的困难。一是选择树种要慎重<sup>(77,78)</sup>，二是要采取适当的手段。退化生态系统要恢复到典型的地带性的生态系统，有时可直接选用顶极群落的树种，有时则一定要经过中间树种，这要因地而异。对于采取的手段<sup>(72,78)</sup>，也因土壤条件不同而异，可直接点播，有时却要首先改善土壤条件再点播。改善退化生态系统的种源条件，也包括动物方面。一个健康的生态系统，应该包括各种动物区系。大部分动物是可以移动的，因此，不需人工帮助<sup>(73)</sup>。但是有些动物种类，如蚯蚓，移动距离是有限的，并且引殖它们具有重要的生态学意义<sup>(68)</sup>，有在这方面做得很成功的例子。

#### 5.2.2.4 改善退化生态系统物种间的关系

改善退化生态系统物种间的关系，指通过抑制一些物种的生长发育而达到或促进另一些物种健康生长发育繁殖，从而促进退化生态系统的恢复。不管是否意识到这一点，在实践中，这一方法经常使用。在森林的恢复过程中，经常进行抚育，就是最典型的例子。在退化生态系统自然恢复的早期，进行人工抚育，可以促进更新，加速恢复过程。在人工生态组建过程中，乔木树种的密植，对抑制草本层发育也是极为有利的。

表 11 是在三峡退化生态系统试验点所作的一组试验。样地 I 为对照，不进行任何处理，样地 II 砍伐林下灌木、草本，结果表明，虽然试验时间只有 2 年，变化不是太显著，但有一点是明显的，即干扰林下灌木的生长，有助于马尾松的更新。

表 11 人工抚育对群落物种组成的影响

种名	拉丁学名	样地 I		样地 II	
		对照		干扰前个体数	干扰后个体数
		1992年调查	1994年调查		
马尾松	<i>Pinus massoniana</i>	24	24	44	76
栓皮栎	<i>Quercus variabilis</i>	37	37	39	36
短柄枹栎	<i>Q. glandulifera</i> var. <i>brevipetiolata</i>	10	10	13	24
华山矾	<i>Symplocos chinensis</i>	8	8	1	1
盐肤木	<i>Rhus chinensis</i>	6	7	3	3
铁仔	<i>Myrsine africana</i>	15	15	15	15
芫花	<i>Daphne genkwa</i>	5	5	5	6
野桐	<i>Mallotus tenuifolius</i>	2	2	0	6
含羞草叶黄檀	<i>Dalbergia mimosoides</i>	2	2	0	0
山合栎	<i>Albizia kalkora</i>	1	1	0	0
烟管荚蒾	<i>Viburnum utile</i>	4	1	0	0
中华胡枝子	<i>Lespedeza chinensis</i>	1	1	0	0
细梗胡枝子	<i>L. virgata</i>	0	0	1	1
算盘子	<i>Glochidion puberum</i>	3	3	2	2
小果蔷薇	<i>Rosa cymosa</i>	1	1	0	0
柿	<i>Diospyros kaki</i>	0	0	2	2
杉木	<i>Cunninghamia lanceolata</i>	0	0	3	3
金樱子	<i>Rosa laevigata</i>	1	1	3	3
乌棘	<i>Indigofera pseudotinctoria</i>	0	0	3	3
铁尖杉	<i>Keteleeria davidiana</i>	0	0	0	0
黄栌	<i>Cotinus coggygria</i> var. <i>pubescens</i>	2	2	0	0
火棘	<i>Pyracantha fortuneana</i>	0	0	0	0
朴	<i>Celtis</i> sp.	0	0	0	0
小檗	<i>Berberis</i> sp.	1	1	0	0

### 5.2.3 优化人工生态系统的组建——生态工程

退化生态系统的恢复，不管是自然恢复还是人工促进的自然恢复，都是依靠生态系统的自身发育（Ecosystem development）的能力达到地带性的健康的自然生态系统，这个过程需要很长时间，并且时间的长短与当地的自然环境条件关系密切。因此，人们可以在生态学原理的基础上，通过人工的手段，模拟自然生态系统的组织结构，组建人工优化的生态系统即生态工程<sup>[76]</sup>。

优化人工生态系统的组建，是一个复杂的系统工程，它不仅要求生态系统各组分之间密切协调，而且生态系统各组分与环境之间也要密切适应。它是人们研究生态系统结构和功能的手段，也是检验生态学理论的有效方式。

优化人工生态系统不同于以商业为目的的农业经营、区域管理和森林营造，它要把生态效益做为出发点，要求生态系统和环境之间达到高度协调。只有这样，人工组建的生态系统才能经受时间的考验。

我国亚热带地区已经进行和正在进行这方面的试验工作，但困难很多。其中最重要的原因就是人工生态系统的组建不同于其它方面的工作，一地的经验很难在另外一个地方适用。

这方面的工作需要进一步的探索。

## 6. 三峡地区退化生态系统恢复途径及人工优化生态系统组建的研究

三峡地区位于我国东部的中亚热带北缘，地带性植被是以栲（*Castanopsis*）、楠（*Phoebe*）为主的常绿阔叶林。三峡地区，也是我国植物种类较丰富的地区之一，特别是这里气候温和，雨量充沛，适宜多种植物生长，第四纪冰川对本地区影响不大，使不少古老的植物在这里得以保存，成为我国第三纪古老植物避难所和繁衍地区之一。是中国特有植物属种较多的地区<sup>[36]</sup>。

三峡地区也是人类活动较早的地区，它经历了数千年人类活动及自然灾害的影响，特别是近十年人口的迅速增长，自然生态系统遭到严重破坏，水土流失严重，不少山坡的“土壤”，仅是风化的了碎石，森林覆盖率为19.5%，郁闭林仅14.9%，因此也是我国生态系统严重退化的地区之一。

### 6.1 三峡地区生态系统退化的现状

三峡地区典型的自然生态系统类型，只在中山以上地段才能见到，常绿阔叶林只有残存的片断，主要是栲林，青冈栎（*Cyclobalanopsis glauca*）林；在陡峭的山坡上还分布有巴东栎（*Quercus engleriana*）林及匙叶栎（*Q. spathulata*）林，后者的外貌，结构及所处的生境与硬叶常绿阔叶林相似而与典型常绿阔叶林差异显著。

目前，三峡广泛分布的森林植被为马尾松林、柏木林及它们的疏林。马尾松林分布在海拔1000m以下低山丘陵的酸性土上，柏木林则分布在低山丘陵的石灰土上。多为半人工林或人工林，由于过度砍伐而多呈疏林状，也有较大面积的幼林。低山丘陵杉木林也较广泛，但多为人工林。

落叶阔叶林主要以栎（*Quercus*）、栗（*Castanea*）、桦（*Betula*）、杨（*Populus*）、鹅耳枥（*Carpinus*）等属乔木为建群种，主要有栓皮栎林、短柄枹林、麻栎林、茅栗林、锥栗（*Castanea henryi*）林、糙皮桦（*Betula utilis*）林、亮叶桦（*B. luminifera*）林、山杨（*Populus davidiana*）林等。也有小面积的化香（*Platycarya strobilacea*）林。针阔混交林常见的有马尾松、栓皮栎混交林，柏木、栓皮栎混交林，是一类演替过程中的类型。

灌丛在三峡地区占有重要位置，其分布占三峡地区总面积的20%左右，主要有黄栌（*Cotinus coggygria*）灌丛、梾木（*Loropetalum chinense*）灌丛、荆条（*Vitex negundo*）灌丛、铁仔（*Myrsine africana*）灌丛、蚊母树（*Distylium chinense*）灌丛和蔷薇（*Rosa cymosa*）灌丛。

三峡地区有较大面积的草丛分布，多是由火烧、农田弃耕、森林及灌丛的砍伐形成的，主要有扭黄茅、白茅、拟金茅（*Eulaliopsis binata*）、荩草（*Arthraxon hispidus*）、野古草（*Arundinella hirta*）、蕨菜（*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*）等为建群种组成各类群落。

### 6.2 退化生态系统试验点的自然环境概况

试验点位于湖北省兴山县古夫镇丰邑坪村，东经110°44'，北纬31°21'，在地貌上，位于兴山中部香溪河流域低山地区，附近山脉海拔大多在800m以下。人多地少，森林覆盖率低，水土流失严重是这里最大特点，在三峡地区具有明显的代表性。实验区属湿润亚热带季风气候区，年均温为17.1℃，1月平均气温5.5℃，7月平均气温28.2℃，极端最高气温

43.1℃，极端最低气温-9.3℃，年降水量为984mm左右，主要集中在夏季，7—8月常有伏旱，大于或等于10℃的活动积温5418℃，无霜期272天。

成土母质有紫色砂页岩和石灰岩，土壤为黄壤。

试验区的植被类型主要有马尾松林、杉木林、栓皮栎林、黄栌灌丛、荆条灌丛、铁仔灌丛、楷木灌丛及人工油桐林、柑桔林，灌丛面积最大，其次为人工油桐林，草坡有一定分布，但面积非常有限。

### 6.3 试验步骤和方法

根据实验区内已有的植被类型、生境特点、按照退化生态系统恢复的一般途径（本文第5部分所述），依据植被演替理论和模拟自然生态系统组成、结构多样性的特征进行试验设计，整个试验分5部分进行。

#### (1) 重建先锋群落

在试验区土壤贫瘠的地段（有的地方仅为风化的碎石），选用速生、耐旱、耐瘠的马尾松，重建先锋群落。目的是利用它们的先锋作用，使极端恶劣的生态环境稍加改善，从而有利于后来植物的生长。1993年3月底至4月初，采用人工沟槽的办法，播马尾松4公顷。每个沟槽宽0.5m，长2m，深0.4m，约2400个沟槽。

#### (2) 配置针阔混交林

在试验区生境条件相对较好的杉木疏林中，1993年3月人工移栽香樟（*Cinnamomum camphora*）幼苗500棵。目的是改善退化生态系统的种源条件，促进针叶林向针阔混交林的演替进程，恢复地带性自然生态系统。

#### (3) 配置经济林

在试验区海拔较低（400m以下）、土壤、水源条件较好的地方构建经济林，主要是柑桔林，并配置豆科的一些种类以改善土壤养分条件。1993年8—10月，改建脐橙1公顷。在柑桔林的上部，配置杜仲-茶人工群落0.5公顷。在石灰岩灌丛中，点播棕榈，探讨它们在退化生态系统恢复中的作用。在实验区沟谷水分条件较好的地方，引种毛竹，目的是讨探适合当地条件的经济林类型。

#### (4) 试验不同抚育方式对植被恢复的效益

对已有的针叶林，如马尾松林、杉木林及灌丛，探讨不同抚育方式对植被恢复的效益。在杉木林、马尾松林中，设置固定样地，对林下灌木、草本采取不同方式抚育措施，观察植被恢复的过程。对于铁仔灌丛、黄栌灌丛，设置固定样地，对其进行不同程度的人工干扰，探讨其恢复或退化的过程和机理。

#### (5) 封山育林

从1992年10月开始对试验区其它地段进行封山育林，并置固定样地，研究在封育情况下不同的退化生态系统类型的动态变化。设置固定样地有马尾松林（2块）、杉木林（1块）、栓皮栎林（1块）、人工油桐林（1块）、黄栌灌丛（1块）、铁仔灌丛（1块）、楷木灌丛（1块）。

### 6.4 初步结果

三峡退化生态系统恢复与优化人工生态系统组建的一系列研究，始于1992年6月的本底调查，组建工作于1993年初开始动工，到目前为止只经过了二个生长季，这对于退化生态系统恢复的研究工作，时间是很短暂的，目前基本上都处于研究过程中，收集的资料也仅

有2年。这里仅把部分结果简单介绍。

#### (1) 先锋群落的组建

根据1994年10月的调查(表12)，人工播种的马尾松生长良好，一般2个生长季，高度可达11.7—27.0cm，主根长度达17.7—29.4cm，地下部分生物量平均每株为0.28—0.96g，地上部分生物量平均每株为1.90—5.9g，如表12在不同的生境条件下，生长情况是不一样的，根据调查(结果以后发表)，一般土层较厚、部分遮荫的生境有利于马尾松幼苗的生长，干旱条件下，马尾松幼苗根系较发达，第1年生长缓慢，第2年生长良好，水分条件较好时，和地上部分相比，根系不如干旱条件下发达，第1年生长较好，针叶长度也较长。适度密植，有助于马尾松的良好生长。

表12 不同生境的马尾松幼苗生长情况(1994年10月14日—15日调查)

	长度生长(cm)		生物量(g/株)		生境
	根长	高度	地下部分	地上部分	
1	18.8±5.6	27.0±5.8	0.57±0.08	3.42±0.8	土层较厚，稍有遮荫
2	20.9±3.7	11.7±2.3	0.31±0.07	1.90±0.4	土层薄、水分条件差
3	21.2±3.9	22.14±3.0	0.78±0.10	3.65±0.5	弃耕地，有遮荫
4	29.4±6.0	26.2±1.7	0.96±0.08	5.9±0.7	土层较厚，部分遮荫
5	18.1±4.0	21.2±2.0	0.43±0.01	3.5±0.6	土层较薄，部分遮荫
6	17.7±3.6	18.0±1.8	8.28±0.04	2.3±0.5	土层极薄，水分条件差

#### (2) 针阔叶混交林的配置

在杉木疏林下移植的香樟树苗(苗高0.1—0.2mm)，94年10月调查时成活率在30%，一般高度0.35m，最高0.7—0.8m。

#### (3) 经济林的配置

营造的脐橙林，生长良好，一般高度0.70—1.30m，分枝数3—5，冠幅在0.6×0.9m<sup>2</sup>。营造的杜仲-茶人工群落，上层杜仲生长良好，高度年生长量0.4—0.6m，下层茶由于技术上的原因，成活率很低。点播的棕榈，发芽、生长良好，一般高度在0.2m左右。引种的毛竹，成活率40%，生长良好，有的已长出新笋。

#### (4) 不同抚育方式对植被恢复的效益

根据二年的试验，结果表明对马尾松林，杉木林适当抚育，有助马尾松、杉木的更新，有助于恢复(表13)。

#### (5) 封山育林的效益

试验表明，封育的早期，各种灌丛的覆盖度和群落生物量增加，植物种类变化不大。

以上退化生态系统恢复与优化人工生态系统组建的一系列试验，目前都处在研究过程中，结果以后将陆续发表。

### 参 考 文 献

- [1] 丁锡祉，1984：关于亚热带研究的几个问题，西南师范学院学报，(5)：6—10
- [2] 广东省电白县小良水土保护试验推广站等，1977：沿海丘陵荒地水土保持的植物措施的效应，植物学报，19(3)：185—187
- [3] 广东省植物研究所，1976：广东植被，北京：科学出版社

- [4] 马曼杰, 1982: 封开县黑石顶自然保护区的森林群落, 生态科学, (1) 45~48.
- [5] 方任吉、刘宗群, 1984: 亚热带石灰岩山地常绿阔叶林——以南川金佛山为例, 西南师范学院学报 (5): 104~110
- [6] 王伯荪、彭少麟, 1986: 鼎湖山森林群落分析Ⅲ, 生态优势度, 中山大学学报 (自然科学版), (2): 93~97
- [7] 王良平、卓正大, 1989: 论黄山松林在庐山植被垂直带谱中的位置, 植物生态学与地植物学报, 13 (1): 28~34.
- [8] 王建国, 1985: 建德山区常绿阔叶林生态分析、植物生态学与地植物学丛刊, 9 (2): 112~119
- [9] 王钟山, 1984: 我国亚热带气候的特征, 西南师范学院学报, (6): 6~11
- [10] 王梅峒, 1988: 江西亚热带常绿阔叶林的生态特征, 生态学报, 8 (3): 294
- [11] 王献溥, 1977: 植被演替研究中的若干问题, 植物学报, 19 (2): 147~155
- [12] 王献溥, 1965: 贵州绥阳县宽阔水林区的植被概论及其合理利用的方向, 植物生态学与地植物学丛刊, 3 (2):
- [13] 王献溥、胡舜土, 1984: 广西黄棕壤山地常绿落叶阔叶混交林的群落学特点, 植物学报, 26 (3): 294~301
- [14] 王献溥、胡舜土, 1981: 广西石灰岩地区常绿落叶阔叶混交林的群落学特点, 东北林学院学报, (3): 30~47
- [15] 四川植被协作组, 1980: 四川植被, 成都: 四川人民出版社, 90~220
- [16] 叶居新, 1981: 江西永平矿区植被特征及其演替规律的分析, 江西大学学报, (5): 1~26
- [17] 冯宗炜, 1984: 不同自然地带杉木林的生物生产力, 植物生态学与地植物学丛刊, (2): 93~100
- [18] 丘喜昭、林鹏, 1986: 闽北建溪流域常绿阔叶林的群落分析, 武夷科学, 6: 339~349
- [19] 丘喜昭、林鹏, 1989: 福建中亚热带常绿阔叶林壳斗科树种的水平分布特点, 植物生态学与地植物学学报, 13 (1): 36~41
- [20] 江西龙南山地考察报告, 1986: 中亚热带山地植被演替与洪水灾害的探讨, 生态学杂志 4 (1): 28
- [21] 江胜德等, 1987: 俞坑次生常绿阔叶林演替规律初步研究, 浙江林业科技, 7 (4): 12~16
- [22] 刘文耀等, 1991: 滇中常绿阔叶林及云南松林水文作用的初步研究, 植物生态学与地植物学学报, 15 (2): 159~167
- [23] 刘文耀等, 1992: 滇中不同群落结构云南松林的水文作用, 北京林业大学学报, 14 (2): 38~45
- [24] 刘玉成等, 1984: 缙云山自然保护区植被概况, 西南师范学院学报, (5): 117~128
- [25] 刘金林等, 1983: 浙江午潮山次生植被恢复过程中的群落学剖析, 植物生态与地植物学丛刊, 7 (1): 8~19
- [26] 刘昉勋、黄致远, 1982: 再论江苏境内中亚热带常绿阔叶林地带的北界问题, 植物生态学与植物学报, 6 (1): 77~80
- [27] 宋永昌, 1980: 浙江常绿阔叶林的基本特征 (一) (二), 华东师范大学学报, (3) 59, (4) 92
- [28] 杨龙, 1983: 梵净山黔稠林的结构和动态, 植物生态学与地植物学丛刊, 7 (3): 204
- [29] 杨宗干, 1984: 四川的亚热带, 西南师范学院学报, (6): 18~24
- [30] 李昌华, 1986: 江西泰和县自然景观破坏程度的分级和评价, 生态学报, 6 (1): 1
- [31] 李吉均等, 1979: 青藏高原隆起的时代、幅度和形式的探讨, 中国科学 (6): 608~616
- [32] 李振宇、邱小敏 (主编), 1995: 广西九万大山植物资源考察报告, 北京: 中国林业出版社,
- [33] 吴征镒、朱彦丞 (主编), 1987: 云南植被, 北京: 科学出版社, 396~588
- [34] 吴征镒 (主编), 1980: 中国植被, 北京: 科学出版社
- [35] 吴征镒 (主编), 1983: 云南哀牢山森林生态系统研究, 昆明: 云南科技出版社 63~233
- [36] 应俊生、张志松, 1984: 中国植物区系中的特有现象——特有属的研究, 植物分类学报 22 (4): 259~268
- [37] 河南省林业厅, 1980: 黄山松人工林生态系统中林木生物产量的研究, 河南农学院学报, (2): 21
- [38] 陈伟烈、贺金牛、谢宗强、黄汉东、林成水, 1994: 福建陇西山自然保护区的植被, 见李振宇主编, 陇西山的植物, 北京: 中国科学技术出版社
- [39] 陈灵芝 (主编), 1993: 中国的生物多样性——现状与保护对策, 北京: 科学出版社
- [40] 陈彦卓等, 1965: 庐山常绿阔叶林的基本特点类型划分和分布概况, 华东师范大学学报 (自然科学版), (1): 77~89
- [41] 林英 (主编), 1986: 江西森林, 南昌: 江西科学技术出版社; 北京: 中国林业出版社
- [42] 林英等, 1981: 江西省九连山自然保护区的植被, 植物生态学与地植物学丛刊, 100~120
- [43] 林鹏 (主编), 1990: 福建植被, 福州: 福建科学技术出版社

- [44] 林鹏, 丘喜昭, 1987: 福建南靖县和溪的亚热带雨林, 植物生态学与地植物学学报, 11 (3):
- [45] 林鹏, 叶庆华, 1983: 武夷山植被研究, 黄岗山的植被分布概要, 武夷科学, 3: 16–22
- [46] 张宏达, 1982: 从莽山森林探讨南亚热带常绿阔叶林的特征, 华南农学院学报, 8 (3): 1–18
- [47] 周纪纶、韩也良, 1979: 亚热带次生林的定量分析, 植物学报, 21 (4): 352–360
- [48] 洪必恭, 李绍珠, 1981: 江苏主要常绿阔叶林树种的分布与热量关系的初步研究, 生态学报, 1 (2): 105–118
- [49] 贵州梵净山科学考察集编辑委员会, 1986: 贵州梵净山科学考察集, 北京: 中国环境科学出版社, 89–122
- [50] 贺金生, 王勋陵, 陈伟烈, 1994: 试用多元分析方法研究高山栎植物形态结构与生态环境的关系, 应用生态学报, 5 (4): 378–384
- [51] 贺金生, 陈伟烈, 王金亭, 我国的硬叶常绿阔叶林及青藏高原的隆升对它们的影响, 见钱迎倩、甄仁德主编, 生物多样性进展, 北京: 中国科学技术出版社, 303–317
- [52] 贺金生, 陈伟烈, 王勋陵, 1994: 高山栎叶的形态结构及其对生态环境的适应, 植物生态学报 18 (3): 219–227
- [53] 胡舜士, 1979: 广西常绿阔叶林的群落学特点, 植物学报, 21 (4): 362–370
- [54] 钟章成 (主编), 1988: 常绿阔叶林生态研究, 重庆: 西南师范大学出版社
- [55] 高宝嘉等, 1992: 封山育林对昆虫群落结构多样性稳定性影响的研究, 生态学报, 12 (1): 1–7
- [56] 高宝嘉等, 1992: 封山育林对植物群落结构及多样性影响, 北京林业大学学报, 14 (2): 46–53
- [57] 黄友儒, 林来官, 张清其, 1981: 武夷山自然保护区的植被类型, 武夷科学, 1: 28–46
- [58] 黄威廉 (主编), 1988: 贵州植被, 贵阳: 贵州人民出版社
- [59] 黄绳全、陈忠仁, 施金生, 1984: 武夷山自然保护区常绿阔叶林初步研究, 武夷科学, 4: 31–46
- [60] 殷克明, 陶滔, 1992: 西双版纳原生林、次生林、人工林中蝶类昆虫的比较, 生态学报, 12 (1): 40–45
- [61] 盛炜彤, 1962: 黄山地区马尾松更新及抚育, 林业科学, (3): 228–229
- [62] 屠梦照、姚文华, 1983: 广东沿海丘陵地森林植被的变迁与土壤之间的关系, 中国科学院华南植物研究所集刊, 95 – 101, 北京: 科学出版社
- [63] 谢帆, 1983: 恢复与发展井冈山阔叶林的初步探讨, 生态科学, 1983 (1): 49
- [64] 谢帆、王素珍, 1983: 井冈山区常绿阔叶林更新的研究, 生态学报, 3 (1): 89
- [65] 谢长富, 杨国祯, 陈擎霞, 1990: 台湾山毛榉森林的植被类型和结构, 国际林联与管理学术会议论文集, 29–39
- [66] 彭少麟等, 1989: 广东森林群落的组成结构数量特征, 植物生态学与地植物学学报, 13 (1): 10–17
- [67] 蔡守坤等, 1985: 武夷山自然保护区的黄山松林, 武夷科学 (5): 265–273
- [68] Bradshaw, A. D., 1983: The Reconstruction of Ecosystems, Journ of Applied Ecology, 20: 1–17
- [69] Chen, Wei-lie (陈伟烈), 1991 The pine forest in Western China, in N. Nakagoshi and F. B. Golley (eds) Coniferous forest ecology from an international perspective, SPB Academic Publishing. 5 – 16
- [70] Hsü Jen, 1983: Late Cretaceous and Cenozoic vegetation in china, emphasizing their connections with North America, Ann. Missouri. Bot. Gard. 70: 490–508
- [71] Jordan W. R. et al., 1987: Restoration ecology, Cambridge University press, London 1–45
- [72] Luke, A. G. R. et al., 1982: The creation of woody Landscapes on roadsides by seedling—a comparison of past approaches inwest Germany and the united kingdom. Reclamation and Revegetation Research, 1: 243–253
- [73] Neumann. V. 1973: Succession of soil fauna in afforested spoil banks of the browncoal district of Cologne, Ecology and Reclamation of Devastated land (Ed. by R. J. Hutnik & G. David), vol. 1, 355–348
- [74] Nimmo, M. & Weatherell, J. 1961: Experiences with Leguminousnurses in forestry. Report on Forestry Research, 126 – 147. H. M. S. O.
- [75] Peters. R., 1942: Ecology of beech forests in thenorthern hemisphere, Wageningen: Landborwuniversitit Wageningen, The Netherland, 125PP
- [76] Schiechtal, H., 1980: Bio-engineering for land reclamation and conservation, University of Alberta Press, Edmonton.
- [77] Smith, R. A. H. & Bradshaw, A. K. 1979: The use of metal tolerant plant populations for the reclamation of metaliferous wastes, Journal of Applied Ecology, 16: 595–612
- [78] Zarger. T. G. et al., 1973: Seedling of pine on coal spoil banks in the Tennessee valley in R. J. Hutnik & G. Daviseds, Ecology and Reclamation of Devastated Land, Gordon and Breach, New York. Vol. 2. 509–523.

## 5 中国南亚热带退化生态系统的恢复和重建

彭少麟

(中国科学院华南植物研究所, 广州 510650)

### 1. 概述

我国南亚热带是指我国北回归线(北纬 $23^{\circ}30'$ )附近的地域, 跨越广东、广西、福建和云南省等地, 面积约有25万平方公里, 这是我国人口密度最大的区域之一。近代以来, 由于人类过度活动的影响, 工业化和城市化的加速发展, 加之缺乏合理地开发利用, 忽视保护和整治, 使原有的自然生态系统遭到很大的破坏。据统计, 我国退化土地约一百五十万平方公里, 而南亚热带是较严重的区域。北方的黄土、南方的花岗岩风化壳红土, 是中国境内侵蚀最严重的地质-地貌单元<sup>[4]</sup>。南亚热带区域的土壤主要为花岗岩风化壳红土, 占一半以上。大面积植被破坏后的严重水土流失, 是加剧生态系统退化的主要原因。这类退化生态系统土地贫瘠, 水源枯竭, 生态环境恶化, 从而严重地制约着农业生产的发展和影响人类生存空间的质量。华南地区约每年有500-600万公顷的土地失去生产能力。如何进行综合整治, 使退化生态系统得以恢复, 这是提高区域生产力、改善生态环境、使资源得以持续利用、经济得以持续发展的关键。

退化生态系统的恢复与重建是一项十分复杂的系统工程, 许多生态学理论均可以在这个过程得以检验和完善。除生态学外, 还涉及到地学、生物学、气象学、环境学、土壤学等众多学科。因此, 有关退化生态系统恢复与重建的研究, 需要组织多部门多专业进行综合研究。

有关南亚热带退化生态系统的恢复与重建的研究工作已有相当的积累。早在五十年代后期, 中国科学院华南植物研究所主持的中国科学院小良人工林生态系统定位研究站就开始了定位研究, 这也是我国最早进行这方面研究的站点之一<sup>[13,30]</sup>。八十年代起, 这方面的研究更引起广泛的重视, 主要有中国科学院华南植物研究所主持的中国科学院鹤山丘陵综合试验站<sup>[8,18]</sup>, 中国科学院广州分院、广东省科学院主持的五华试验点和德庆试验点<sup>[5,10]</sup>等, 此外, 中山大学主持的黑石顶定位研究站<sup>[7]</sup>, 广西农业大学主持的大貌山定位研究站<sup>[3]</sup>, 中国科学院昆明生态所主持的云南南涧县试验点<sup>[14]</sup>等, 也广泛的开展这方面的研究, 积累了大量的科学数据, 为本地带退化生态系统恢复与重建和退化生态系统的综合利用提供了示范样板。其中有关小良的长期定位研究的成果, 获中国科学院科技进步一等奖和国家科技进步二等奖。而正在实施的研究有由中国科学院华南植物研究所主持的国家自然科学重点基金资助的“亚热带退化生态系统恢复研究”课题, 以及中国科学院重点项目资助的“中国退化生态系统恢复研究”等课题。这些跨区域、多单位和多学科的综合研究, 必将大大地深化热带亚热带退化生态系统恢复与重建的研究。

特别要指出的是, 地球的北回归线附近的陆地, 即南亚热带地域, 除了印度、中印半岛

北部和我国的华南地区以外，三分之二以上都是覆盖着沙漠或半沙漠，包括撒哈拉大沙漠、阿拉伯沙漠、以及伊朗、巴基斯坦、墨西哥的沙漠等，是世界上最大的沙漠、半沙漠地带。因而本区域退化生态系统恢复和重建的过程和机理的研究，对全球环境治理无疑具有重要的意义。

不同的退化生态系统，其恢复的过程和恢复的技术措施是不同的。本文主要论述南亚热带森林植被的恢复，以及本地带陆地退化生态系统的综合整治和综合利用。

## 2. 生态因子分析

退化生态系统的恢复和重建，需要根据气候和资源条件，因势利导、因地制宜，要抓关键的主导生态因子，才能达到事半功倍的目的。

我国的南亚热带位于欧亚大陆的东南端，紧邻太平洋，一年四季均受季风影响，具明显的湿润季风气候。其特点是：热量丰富，夏长冬暖，无霜期长，雨量丰沛，降水期长，风向随着季节变化，夏季盛行西南和东南季风，且多台风暴雨，冬季盛行东北季风，冬春有冷空气入侵，偶有奇寒。主要气象要素如表1所示<sup>[9]</sup>。

表1 高要县各气象要素 (23°07'N, 112°35'E, 1954–1970)

月份	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	平均	总计
日照百分率 (%)	37	24	19	22	35	36	53	53	54	59	53	47	41	
总辐射 (千卡/厘米 <sup>2</sup> 月)	6.7	6.7	6.7	7.6	10.3	10.3	13.2	12.8	11.5	11.0	8.4	7.3		111.6
光合有效辐射 (千卡/厘米 <sup>2</sup> 月)	3.3	3.3	3.3	3.7	5.0	5.0	6.5	6.3	5.6	5.4	4.1	3.6		54.7
气温 (℃)	11.0	12.5	16.1	20.0	23.4	25.2	25.9	25.6	23.7	20.4	14.6	12.0		19.2
相对湿度 (%)	77	79	85	84	85	84	80	83	80	77	69	73		80
降水 (mm)	34.0	61.0	101.0	221.2	317.1	272.1	240.3	261.4	187.8	145.7	10.8	25.9		1878.3
蒸发量 (mm)	36.0	33.9	52.3	64.2	102.1	103.7	134.0	128.7	98.7	83.4	47.8	36.8		921.6

表1为粤中的气象资料，南亚热带中其它各地有不同的情况，但基本趋势是相似的。在其水份动态中，雨、旱两季大致各有半年（图1），雨季在4—9月，降雨量约占全年的74—80%，雨日占全年的64—68%。雨季和热季基本同期，结果一方面加剧了初春低温阴雨过程，另一方面造成秋旱。而雨水的过分集中，往往会造成暴雨和洪涝灾害。广东地区有两个暴雨期，第一个是4—6月的锋面暴雨期，第二个是7—9月的台风暴雨期，全省年平均暴雨日数（日降水量 $\geq$ 80毫米）在0.6—6天之间。暴雨强度很大，出现大暴雨（日雨量 $\geq$ 150毫米）和特大暴雨（日雨量 $\geq$ 300毫米）的站点，往往造成山洪暴发，以致破坏山林，冲毁农田，造成沿河两岸和河流下游的洪涝灾害。因此，在本地带的水份生态因子中，一方面有充足的水份有利于退化生态系统的恢复，另一方面秋旱和暴雨却会加剧退化生态系统的逆向演替，增加退化生态系统恢复的难度。此外，台风也是主要的灾害之一，这个地带每年有几次8级以上台风（表2）<sup>[16]</sup>。台风不但可起机械破坏作用，如吹断树枝和树干、

打落花果等，而且台风夹着暴雨，对植被稀疏或光裸的地表起很大的冲刷作用。

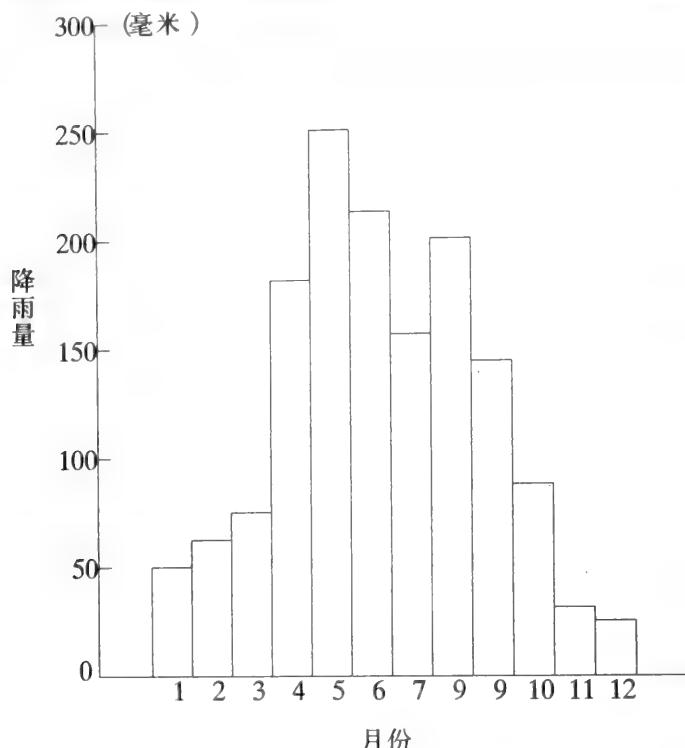


图 1 广东粤中的降雨分布  
(德庆县, 北纬 23°10', 东经 110°50')<sup>[17]</sup>

表 2 粤中地区的台风次数

月份	5	6	7	8	9	10	11	年
台风次数	5	12	27	27	24	10	3	105
平均	0.19	0.44	1.0	1.0	0.89	0.37	0.11	3.9

在已形成的退化生态系统中，由于暴雨也常引起严重的水土流失，在本地带的几种主要的土壤侵蚀中，崩岗造成的土壤侵蚀最为严重（表 3），崩岗是华南花岗岩地区的特殊严重土壤侵蚀方式，其年侵蚀模数在 21.48 公斤/米<sup>2</sup>·年 – 216.1 公斤/米<sup>2</sup>·年<sup>[11]</sup>。严重的水土流失最终导致土壤的极度贫瘠（表 4）<sup>[13,30]</sup>，其理化结构也比林地相差甚远（表 5–6）<sup>[12]</sup>，因而极度退化的生态系统是无法在自然条件下恢复植被的。

以上的分析可以看出，在本地带的生态因子中，有光、温、水充裕的有利一面，也有秋旱、台风和暴雨等不利的因素，但总的来说，影响退化生态系统恢复的主导生态因子是土壤因子，主要是土壤肥力和土壤水份。对于极度退化的生态系统，其特点是无植被覆盖，总是伴随着严重的水土流失，土壤极度贫瘠，土壤结构其透水性和保水性差（表 5），尽管是在雨季阶段，降水量虽然不少，但绝大部分是流走或蒸发掉，而土壤真正吸收的水份是不多的，当然植物能够利用的水份就更有限了。雨过天晴后，在强烈的太阳辐射作用下，表土很快呈现干旱现象，对植物的生长发育不利。表 6 可以看出光板地的土壤含水量比林地要少得多。因此，极度退化生态系统的恢复与重建，第一步就是控制水土流失，提高土壤肥力和土壤理化结构，这还需要工程措施和生物措施相结合。

表 3 德庆点花岗岩风化壳侵蚀类型调查

类型	侵蚀规模 (厘米)	破坏特征	侵蚀模数 $t/(km^2 \text{ 年})$
面状 侵蚀	<5	雨水冲刷，使地形成面状侵蚀，使风化壳完成碎屑剥落，面蚀不断进行，在斜坡上形成小集水线，开始出现微型的线形侵蚀。面蚀深度小，总流失量大，失去养分沃土，危害性大	0.5 万
细沟 侵蚀	5-30	继面蚀之后，坡面出现小型线状侵蚀，这是细沟的开始，它是雨水在斜坡凹处径流冲刷下所成。在坡面和中、大沟及崩岗的上方，属水土流失初期阶段。	0.5-1.5 万
中沟 侵蚀	30-100	它发育于坡面的中下部，是细沟侵蚀进一步的发展，由于沟内水量增大，沟底出现涡穴，雨季在沟壁出现小型崩塌，这是细沟与中沟侵蚀的区别标志。沟坡由 20-30° 而逐渐变陡，横断面由 V 字形过度为 U 字形，侵蚀强度大增，带出大量泥沙淤塞谷地，危害不小	1.5-5 万
大沟 侵蚀	深 100-500 宽 100-300	坡面具较大集水面积，自成一坡地径流系统，伴有细沟发育；另一大沟，发育于厚层风化壳的坡面上，由中沟侵蚀崩塌作用所成，沟谷多无结构，是多次下切的结果。	5 万-10 万
崩岗	深 500 以上 宽 300 以上	风化壳厚，岩体裂隙发育，在中沟、大沟侵蚀发展所成呈半椭圆形，葫芦形等，在水作用下，以重力崩塌为主。	10 万-30 万

表 4 小良侵蚀土壤的腐殖质和全氮含量 (北纬 21°27'，东经 110°54')

采样深度 (厘米)	光板地		采样深度 (厘米)	次生自然林	
	腐殖质 (%)	氮 (%)		腐殖质 (%)	氮 (%)
0-7	0.63	0.030	1-7	4.14	0.212
30-40	0.37	痕迹	10-20	2.09	0.120
60-70	1.06	0.043	35-45	1.55	0.078
100-110	0.35	痕迹			

表 5 小良侵蚀土壤的若干物理性状

采样 深度 (cm)	容重 (g/cm <sup>3</sup> )	最大毛管 持水量 (%)	饱和 水量 (%)	毛管孔 隙量 (%)	非毛管 孔隙量 (%)	总孔 隙度 (%)	最大吸 湿量 (%)	枯萎含 水量 (%)
0-10	2.11	18.40	18.66	38.82	0.55	39.37	4.46	9.68
10-20	2.08	16.90	17.24	35.15	0.71	35.86	-	-
20-30	2.04	17.13	17.40	34.95	0.55	35.50	-	-
30-40	2.03	20.11	20.41	40.82	0.61	41.43	6.42	9.65
40-50	1.94	21.32	21.13	41.36	0	41.36	-	-
50-60	1.93	21.60	21.84	30.98	0.46	31.35	-	-
60-70	1.87	24.67	25.09	46.13	0.79	46.92	5.46	8.18
70-80	1.82	26.35	26.63	47.96	0.51	48.47	-	-

表 6 德庆点崩岗侵蚀红壤和林地赤红壤的理化性质

地点	采样深度 (cm)	水分 (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	有机质 (%)	全氮 (%)	C/N	减解氮 (mg/100g 土)	速效磷 (mg/100g 土)	速效钾 (mg/100g 土)	代换性酸			活性铁 mg	代换量 (mg 当量) (100g 土)
										总量	H <sup>+</sup>	Al <sup>+++</sup>		
林地	5-17	2.20	4.91	2.31	0.109	11.3	11.31	0.21	6.64	2.48	0.30	2.18	194.5	12.40
	24-32	2.48	4.99	1.50	0.089	9.2	9.16	tr	6.47	3.17	0.22	2.95	180.2	
	35-45	2.71	5.19	0.97	0.059	6.5	6.47	tr	10.21	2.63	0.30	2.33	171.6	
	63-80	2.96	5.40	0.92	0.076	6.7	6.73	0.06	6.67	1.97	0.33	1.64	175.9	
侵蚀地	12-25	2.31	5.11	0.31	0.028	6.4	2.56	tr	4.40	1.56	0.21	1.35	4.29	4.88
	70-90	2.07	5.08	0.30	0.018	9.7	2.21	tr	4.40	3.98	0.20	3.78	50.1	
	160-180	1.60	5.05	0.29	0.018	9.3	1.26	tr	2.75	1.88	0.15	1.73	14.3	
	330-350	1.78	4.74	0.26	0.018	8.4	2.30	tr	3.10	3.49	0.08	3.41	43.6	

### 3. 森林植被的演替与植被恢复和重建的步骤

生态系统的动态发展，在于其结构的演替变化，如物种的组成、复杂程度和随时间推移而变化的组分的变化。正常的生态系统是生物群落与自然环境取得平衡并作一定范围的波动，从而达到一种动态平衡状态。但是，生态系统的结构和功能若在干扰的作用下发生位移(displacement)，位移的结果打破了原有生态系统的平衡状态，使系统的结构和功能发生变化和障碍，形成破坏性波动或恶性循环，这样的生态系统则被称之为受害生态系统(damaged ecosystem)<sup>[15]</sup>。受害生态系统从其结构和功能上，可以说是生态系统退化成为演替的早期阶段。因而退化生态系统的恢复与重建最重要的理论基础是生态演替理论。有必要揭示南亚热带森林植被演替的过程和机理，并量化其过程。

#### 3.1 南亚热带森林植被的演替<sup>[2,19,21,29]</sup>

对退化生态系统恢复过程的关键性理解之一，就是被干扰后演替的最终结果和它们与正常演替的关系<sup>[15]</sup>。事实上，退化生态系统的恢复与重建，最有效和最省力的是顺从生态系统的演替发展规律来进行，在这个意义上讲，生态系统演替理论是指导退化生态系统重建的重要的基础理论。

##### 3.1.1 南亚热带森林植被演替的过程和机理

森林演替是一个动态过程，是一些树取代另一些树，一个森林群落取代另一个森林群落的过程。在自然条件下，森林的演替总是遵循着客观规律，从先锋群落经过一系列演替阶段而达中生性顶极群落，通过不同的途径向着气候顶极和最优化森林生态系统演进。南亚热带区域，在排除人为干扰的情况下，森林演替的进程，一般遵循如下的演替过程：

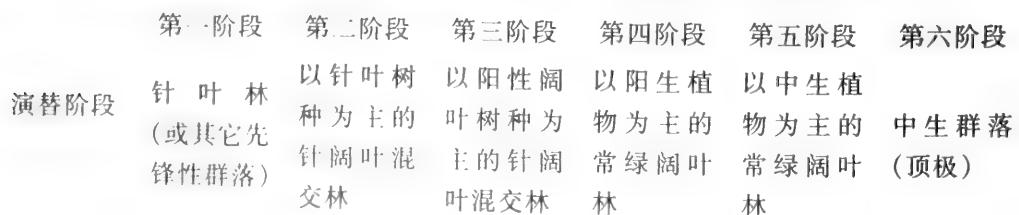


图 2 南亚热带森林群落演替模式

图 2 的森林演替模式简洁地概括了森林经历的不同演替阶段，最终趋向演替顶极。其生态学机理是很明了的。马尾松或其它松属或其它先锋种群在荒地具有高的生活力并生长很快，但成林后结构简单，盖幕作用小，透光率大，高温低湿，日夜温差较大。但其生长为阔叶阳生性树种，诸如椎栗 (*Castanopsis chinensis*)、荷木 (*Schima superba*) 等提供较好的环境，这些阳生性树种入侵先锋林地并生长良好，林内覆盖幕作用和阴蔽条件增加。结果，先锋种群不能自然更新而消亡，但中生性树种，诸如厚壳桂 (*Cryptocarya chinensis*) 和黄果厚壳桂等却有了合适的生境而发展起来，群落更为复杂，阳生性树种也渐渐消亡，群落趋于以中生性树种为优势的接近气候顶极的顶极群落。这就是这个区域中的群落演替机理。森林植被的重建，应循顺这个规律。

### 3.1.2 南亚热带森林群落演替的种群结构变更模式

植物群落的演替过程可以用马尔柯夫模型来描述。演替的线性模型可以通过马氏链来阐明。如果我们把每个演替的阶段视为一个子系统或一个状态，植物群落的演替系列就是一个系统。在这个过程中，一个群落从一个阶段演变为另一个阶段，就意味着一个系统从一个状态变为另一个状态。假如把一个系统记为  $S(X)$ ，而它符合迭加原理，那么这个系统就是线性系统：

$$S[r_1X_1(t) + r_2X_2(t)] = r_1S[X_1(t)] + r_2S[X_2(t)]$$

在这个公式中， $r_1$  和  $r_2$  是常数， $X_1$  和  $X_2$  是状态。群落的这种线性演替系统是一个确定的演替过程。如果演替经历  $z$  个过程，其转移矩阵是  $(P)$ ，则其线性系统的行为可以描述如图 3：

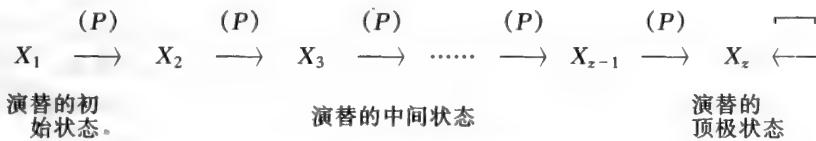


图 3 线性演替系统行为图

注： $X_{1-z}$ =状态  $1-z$

为了满足转移矩阵  $(P)$  的稳定，我们需要假定植物的死亡率是不变的，这意味着应排除人类对演替的干扰因素。根据上述的公式，在相同的时间间隔中，演替的后一个状态可以由前一个状态所决定。其关系为： $X_2 = P^T X_1$ ， $X_3 = P^T X_2$  等，这样我们得到一般公式：

$$X_{i+1} = P^T X_i$$

在这个公式中， $i=1, 2, 3, \dots, n$ ； $P^T$ =转移矩阵  $(P)$ ； $X_i$  为：

$$X_i = \begin{matrix} p_{11} \\ p_{21} \\ \dots \\ p_{m1} \end{matrix}$$

$X_i$  为  $i$  时刻的状态向量，其分量  $p_{11}, p_{21}, \dots, p_{m1}$  是  $i$  时刻群落中  $m$  个成份各占的百分比，亦即概率。

从一个状态变为另一个状态的森林演替可以由种群的发展来加以说明。根据统计数据，用不同种的相对多度为指标，南亚热带不同树种成份的更替率如表 7。

表 7 南亚热带群落演替过程林木成分更替表\*

今 现	后 在	25 年	马尾松等 先锋种	椎树、荷树等阳性 常绿阔叶树种	厚壳桂、黄果厚壳桂 等中生性常绿阔叶树
马尾松等先锋种			20+6	66	8
椎树、荷树等阳性常绿阔叶树种			1	44+12	43
厚壳桂、黄果厚壳桂等耐阴性常绿阔叶树			0	4	69+27

\* 主对角线的数据为该类种群 25 年后成活百分率加上 25 年间为同类种群所更替的百分率。

这意味着 ( $P$ ) 确定如下：

$$P = \begin{pmatrix} 0.26 & 0.66 & 0.08 \\ 0.01 & 0.56 & 0.48 \\ 0 & 0.04 & 0.96 \end{pmatrix}$$

根据调查，在马尾松或其它先锋林中，先锋种群的盖度为 90%，其它 10% 为地带性的常绿阳生性树种。根据递推公式和 ( $P$ )，演替过程不同树种的成份变化可以计算出，基于此可以划分演替阶段（表 8），预期演替过程和动态（表 9）。

表 8 南亚热带森林群落不同演替阶段的时间划分

林龄	0	<25	25-50	50-75	75-150	150-∞
演替阶段	马尾松等先 锋群落	以针叶乔木 为优势的针 叶常绿阔叶 混交林	以椎树、荷 树等阳性阔 叶常绿树为 优势的常绿 阔叶针叶混 交林	以椎、荷等 阳性树为优 势的常绿阔 叶林	以厚壳桂、 黄果厚壳桂 等耐阴植物 为优势的常 绿阔叶林	中生性常绿 阔叶林

表 9 南亚热带森林群落演替过程林木成分线性预测

林龄	0	25	50	75	100	125	150	175	200	.....	∞
马尾松等先锋树种	90	24	7	2	0	0	0	0	0	.....	0
椎树、荷树等阳性树种	10	65	53	36	23	15	11	9	8	.....	6
厚壳桂、黄果厚壳桂等	0	11	40	62	77	86	89	91	92	.....	94

线性模型有一些严格的假设，诸如假设演替过程其种群的死亡率不变，这在真实情况下是不可能的。事实上，生境和种间关系是不断变化的，死亡率也不可能稳定。在自然条件下是不存在严格的线性系统的，一些系统只能说是接近线性系统，非线性演替模型是普遍的。

非线性系统的研究复杂得多。然而，尽管整个演替是非线性的，而其分阶段可以认为是线性的或接近线性的。可以将整个演替过程切割为若干亚系统，形成局部线性化。这样，可以基于  $X_2 = P_1^T X_1$ ,  $X_3 = P_2^T X_2$ ……等来计算，则有一般式：

$$X_{i+1} = P_i^T X_i$$

式中  $X_i$  为演替过程的  $i$  状态（阶段）、 $P_i^T$  为  $i$  状态中的转移矩阵的转置矩阵， $i=1, 2, 3, \dots, Z$  ( $Z$  为演替的终极状态)。这样可以对非线性演替系统的动态进行预测（表 10）。

以上的研究展示南亚热带森林演替的一般过程、规律、方向和速度，结果表明南亚热带森林演替的进展是较迅速的，退化生态系统的植被重建，完全可以依据其演替发展的一般规律，人为的进行种类构建，加速退化生态系统的植被恢复。

表 10 南亚热带森林群落演替过程林木成分非线性预测

林 龄	0	25	50	75	100	125	150	175	200	.....	$\infty$
马尾松等先锋种群	90	27	7	3	1	0	0	0	0	.....	0
椎树，荷树等阳性种群	10	62	55	39	28	15	10	7	5	.....	4
厚壳桂，黄果厚壳桂等	0	11	38	58	71	85	90	93	95	.....	96

### 3.2 南亚热带退化生态系统恢复与重建的步骤

#### 3.2.1 极度退化生态系统的恢复

极度退化的生态系统，如表 3—表 7 所示，土地的极度贫瘠，其理化结构也很差。由于这类生态系统总伴随着严重的水土流失，每年反复的土壤侵蚀，更加剧了生境的恶化，因而极度退化的生态系统是无法在自然条件下恢复植被的。对极度退化的生态系统的整治，第一步就是控制水土流失。

对于类似于崩岗等的严重水土流失区域的治理，德庆点的经验是采取工程措施和生物措施相结合的方法先控制水土流失。该县地处北回归线南侧，属南亚热带季风气候，全县崩岗面积只占水土流失总面积的 17%，流失量却占总流失量的 60% 以上。因此治理崩岗是区域水土保持的重点。治理崩岗的工程措施主要是采取开截流沟、建谷坊工程、削坡升级工程和拦沙坝工程<sup>[11]</sup>。生物措施主要是因地制宜地选用合适的植物，人工造林种草，这是一项治本的工作，生物措施与工程措施密切配合，可以相互取长补短，有效地起到控制水土流失的作用。在此基础上再进行植被的重建。

在生物措施中，首先是植物措施<sup>[8,14]</sup>。植物在受损害生态系统恢复与重建中的基本作用就是：①利用多层次多种人工植物群落的整体结构，通过林冠层的截留，凋落物增厚产生的群落下垫面的改变，以减缓雨滴溅蚀力和地表迳流量，控制水土流失；②利用植物的有机残体和根系穿透力，以及分泌物的物理化学作用，促进土壤的发育和熟化，改善局部环境，并在水平和垂直空间上形成多格局和多层次，造成生境的多样性，促使生态系统物种多样性的形成；③利用植物群落根系错落交叉的整体网络结构，增加固土防冲能力，为其它生物提供稳定的生境，逐步恢复业已退化的生态系统。

中国科学院小良热带人工森林生态系统定位站在寸草不长的侵蚀地上开展植被重建试验。旨在探索热带退化生态系统恢复的有效途径，研究植物群落的多样性与稳定性、结构与功能的相互关系，为热带亚热带荒山草坡的森林植被的恢复和改造利用，提供科学依据和示范样板。基本建设和研究工作从 1959 年 3 月开始，分四个阶段进行，迄今已逾三十年<sup>[8,13]</sup>：

第一，重建先锋群落（1959—1964）：100 多年以前，这里是覆盖着茂密的森林。但由于不断增长的人类活动，原生森林早已不复存在，大面积为裸露的冲刷坡，只有局部地方才看到稀疏而丛状分布的鵝鶴草（*Erechne pallescens*）、华三芒草（*Aristida chinensis*）、银丝草（*Evolvulus alsinoides*）和蛇婆子（*Waltheria americana*）等。此外零星分布的灌木有：了哥王（*Wikstroemia indica*）、越南叶下珠（*Phyllanthus cochinchinensis*）、鬼灯笼（*Cler-*

*dendrum fortunatum*)、黑面神 (*Breynia fruticosa*) 等。这类荒坡如不加以改造利用, 让其自然演变则很难恢复为森林。在进行本底调查的基础上, 采取工程措施与生物措施相结合但以生物措施为主的综合治理方法, 选用速生、耐旱、耐瘠的桉树、松树和相思树, 重建先锋群落。到 1972 年, 433 公顷的不毛荒坡都披上了绿装。这一阶段主要开展了气候、土壤和植物学研究。

第二, 配置多层多种阔叶混交林: 1973 年开始, 模拟自然林演替过程的种类成分和群落结构特点, 在松、桉林先锋群落的迹地上开展阔叶混交林的配置研究。根据 1959 年的调查资料统计, 试验区附近的村边林, 残存有高等植物 293 种, 分属于 243 属、87 科, 其中乔木有 95 种, 灌木 81 种, 草本 22 种。这些残存的自然次生林是我们进行植被重建时种类构建和林分改造的科学依据。此期间同时继续进行了前一阶段研究内容。

第三, 发展经济作物和果树: 在 400 多公顷侵蚀地得到全面绿化, 环境条件得到改善后, 开展了多种经营, 种植热带作物和水果。

第四, 综合研究阶段: 从 1980 年开始, 采取以空间代替时间的方法, 选择荒坡、桉树纯林和阔叶混交林三个不同植被类型而地貌、岩性、土壤类型和坡度等基本一致的集水区, 分别建立起森林气候、森林土壤和森林水文的综合观测点, 并同步进行植物、动物、昆虫、土壤动物和土壤微生物等方面的生物、生态环境效应的动态观测研究, 从而深入地揭示退化生态系统恢复过程的生态学机理。

对极度退化生态系统的重建及综合研究, 针对性地分阶段进行综合治理和研究是很必要的。早期适宜的先锋植物种类对退化生态系统的生境治理具有重要的作用。云南南涧县研究点的工作表明, 不同的生境类型要有不同的先锋植物(赵学农, 1992, 表 11)<sup>[14]</sup>。在后期进行多种群的生态系统构建时, 更要注意构建种类的选取。彭少麟等(1992)研究了广东鹤山五个七年生的人工林群落后指出: 多样性高的混交林群落, 趋于形成复杂的层次结构, 能较好地利用直射、反射、散射和透射光, 总体光合量大。由于不同树种的混生, 可以改善土壤和林分的光照、水分状况; 落叶中所含的不同灰分物质, 可以丰富土壤的营养物质, 提高土壤肥力; 树种的多样性高又有多层的根系, 加速物质的循环; 多层的林木结构可以栖息多样化的动物、鸟类等, 可以制约虫灾的突然发生。然而, 混交林虽具有明显的优点, 但由于需投入较多的人力物力, 因而极大地影响营造混交林的数量和质量, 且往往难以成功。鹤山的混交林, 采用了相当部分的豆科树种与其它阔叶树混交。由于所栽种的豆科植物有较强的固氮能力, 在很贫瘠的土地上有快生速长的特点, 因而与其它树种混栽后能较快地改变生态环境, 在一定程度上也促进了其它树种的生长。因此利用豆科树种与乡土树种混交, 是一种有效的造林途径<sup>[18]</sup>。

### 3.2.2 次生林地生态系统的恢复

次生林地生态系统一般生境较好, 或是植被刚破坏而土壤尚未破坏, 或是次生裸地上已有林木生长, 因而其恢复的步骤是按上述的演替规律, 人为的促进顺向演替的发展。

A. 封山育林。这是简便易行、经济省事的措施, 因为封山育林可为阔叶树种创造适宜的生态条件, 促使被破坏的林地的林木生长, 或针叶林逐渐顺行演替为保持地力较高的针阔叶混交林, 进而顺向演替为地带性的季风常绿阔叶林。

B. 进行林分改造 为了促使森林的顺行快速演替, 可对处于演替早期阶段的林地进行林分改造, 如在马尾松疏林或其它先锋林中补种椎栗、木荷、黧蒴 (*Castanopsis fissa*) 或

表 11 南洞后山泥石流生物生态工程治理适生物种筛选调查表

物种	科属	种植期	种植方式	定植			生存环境			生态性状			经济用途	种子来源量
				(cm)	(cm)	(cm)	高地径苗量	净增长量	保水率(%)	常绿灌木	常绿乔木	灌木		
1 山毛豆	豆科	90.7	种子直播	—	2.70	180.0	180.0	—	99.1	干旱裸地	常绿灌木, 生长期大	常绿灌木, 生长期大	绿肥, 饲料	多
2 台湾相思含羞草科	91.7	4个月袋苗	12.4	0.72	82.8	70.4	568	99.1	山脊干旱裸地	常绿乔木, 根深叶茂, 盖度大	常绿乔木, 根深叶茂, 盖度大	绿化, 薪炭	多	
3 大叶桉	桃金娘科	91.7	4个月袋苗	21.3	0.91	101.0	79.7	374	93.0	下坡位, 沟度、谷坊	常绿乔木, 生长期快, 根系深, 有排它性	常绿乔木, 可与桉树共生	薪炭, 用材, 造纸纤维	多
4 黑荆树	含羞草科	91.7	4个月袋苗	13.2	0.37	63.0	49.8	377	82.0	干旱坡地	常绿乔木, 可与桉树共生	常绿乔木, 可与桉树共生	栲胶兼薪炭	多
5 马鹿花	豆科	90.7	4个月袋苗	31.5	—	177.0	145.5	464	80.0	干旱坡地	麻状灌木, 根系深, 发枝强	常绿乔木, 根系深, 发枝强	绿肥	多
6 铁刀木	苏木科	91.7	4个月袋苗	10.3	0.74	68.8	58.5	568	98.0	阳坡下坡位	常绿乔木, 萌生力强, 热值高	常绿乔木, 根系深, 叶茂	薪炭	中
7 坡柳	无串子科	90.7	种子直播	—	—	55.0	55.0	—	100.0	各种坡地	常绿灌木, 根系深, 叶茂	常绿灌木, 根系深, 叶茂	纤维与薪炭	多
8 圆柏	柏科	92.7	两年生袋苗	9.9	—	17.4	7.5	76	92.6	退耕地、坡地	常绿乔木, 混交种类	木材	木材	多
9 扁柏	柏科	92.7	两年生袋苗	31.8	—	37.8	6.0	19	93.1	退耕地、坡地	常绿乔木, 混交种类	木材	木材	多
10 思茅松	松科	92.8	种子直播	—	—	11.2	11.2	—	9.2	荒草地	常绿乔木, 生长期快, 排它性强	木材, 松香	木材与芳香地	中
11 赤桉	桃金娘科	91.7	4个月袋苗	21.7	0.98	80.0	58.3	269	87.5	干旱坡地	常绿乔木	薪炭, 木材与芳香地	饲料、薪炭	多
12 新银合欢	豆科	91.7	4个月袋苗	18.7	0.74	35.0	16.3	87	99.2	坡地	常绿小乔木	常绿小乔木, 生长期短	饲料、薪炭	多
13 山黄麻	榆科	91.7	6个月袋苗	11.1	0.64	54.6	43.5	392	72.0	上坡位坡地	小灌木, 生长期短	小灌木, 生长期短	绿化	中
14 三叶豆	豆科	91.7	种子直播	—	—	227	227	—	95.0	坡地	常绿灌木, 枝条直, 生长期快, 树参类	常绿灌木, 枝条直, 生长期快, 树参类	木材	少
15 马占相思含羞草科	91.7	4个月袋苗	8.5	0.49	39.4	30.9	364	93.0	下坡位坡地	常绿灌木, 分蘖强, 根系发达, 常绿高草	常绿灌木, 分蘖强, 根系发达, 常绿高草	香料	多	
16 香根草	禾本科	91.7	新根	8.0	—	134.0	—	—	100.0	坡面水平生长带	从生常绿高草, 分蘖多, 根系发达	绿化	多	
17 类芦	禾本科	91.7	新根	—	—	—	—	—	90.0	冲沟底, 岸边	常绿灌木, 花样鲜艳, 生物量大	绿化	多	
18 夹竹桃	夹竹桃科	92.7	插枝	—	—	—	—	—	82.0	冲沟底, 岸边	常绿多年生草本, 易萌新苗, 生长期快	纤维	多	
19 龙舌兰	龙舌兰科	91.7	小苗	—	—	—	—	—	98.0	沟坝边	落叶小乔木, 枝繁叶茂, 生物量大	油料	多	
20 小桐子	大戟科	91.7	插枝	—	—	—	—	—	30.0	沟坝边	灌木, 易萌新枝	绿肥	多	
21 金光菊	菊科	91.7	插枝	—	—	—	—	—	50.0	沟边, 生物篱	速生, 具刺, 组成生物篱防牲畜	绿化	多	
22 苦刺	豆科	91.7	袋苗	10.0	0.62	53.8	43.8	438	100.0	沟边, 生物篱	—	—	—	少

樟树 (*Cinnamomum comphora*) 等, 以促使针叶林的快速顺向演替为高生态效益的针阔叶混交林, 进而恢复季风常绿阔叶林。

C. 透光抚育。即在针叶林或其它先锋林中, 对已生长着的一些阔叶树进行透光抚育, 或择伐一些先锋树种的个体, 以促进阔叶树的生长, 尽早形成针阔叶混交林, 顺向演替为生态效益最高的季风常绿阔叶林。

次生裸地成林后的群落动态是与演替的发展相一致的。彭少麟等 (1992) 研究了鹤山五个不同类型的人工林动态后指出, 这 5 个人工林群落的自然演替方向是一致的。这些群落中林下种类组成均趋于复杂, 原旱生性的禾草消退, 一些地带性顶极群落的先锋种和建群种的幼苗以至小树可见于林下, 在自然状况下会逐渐向地带性的南亚热带季风常绿阔叶林发展。但这 5 个人工林群落的演替速度都不一致。在混交林群落中由于有部分顶极种, 林中环境相对较为接近地带性常绿阔叶林, 有利于后者所具有的自然种类的生成, 从而促进了演替的发展, 演替速度相对较快。马占相思林和大叶相思林以及马尾松林和湿地松林, 演替速度则相对较慢。尤其后两个群落, 结构仍较开敞, 生境仍较差, 自然种群的人侵现象不明显, 演替的发展将更缓慢。但由于这些先锋种类的生长和发展, 已在不同程度上改善了群落的环境条件, 这为林分改造提供了良好的条件<sup>[18]</sup>。

#### 4. 南亚热带退化生态系统人工植被的重建及其效应

##### 4.1 生态学原理与人工植被的构建

由于生态系统的极端复杂性, 其功能过程和动态过程涉及众多的因素。根据 Watt (1973) 的观点, 众多的生态因子的作用可以归类为几个基本的生态变量: 物质、能量、空间、时间和多样性<sup>[23]</sup>。退化生态系统的恢复与重建, 毫无疑问地涉及这些变量, 或者说, 需要与此相关的生态学原理来指导退化生态系统的重建<sup>[21,25,26,27,28]</sup>。

###### 4.1.1 与物质相关的生态原理的应用

所有生物有机体都由一定数量的化学元素组成, 这些元素对于生物分子的构成至关重要。因而不管在何等组织水平上, 有关元素的生理生态原理均有重要的意义。

A、耐性定律 该定律指出: 生物对任何元素来讲都存在着一个可生存浓度范围, 称作忍耐区间。在这个范围内所有与该元素有关的生理学过程才能正常发生, 因此, 只有在这个范围内, 一定的动植物种类才有可能生存。在这个范围内, 有一个最适浓度称为偏好浓度 (preferendum)。在该浓度下代谢过程速度最快。当浓度低于忍耐区间下限时, 则由于该元素的缺乏而有机体将死亡; 另一方面, 当浓度超出上限时, 则由于元素过量也会造成死亡。

B、最小量定律 这个定律是由李比西在上一个世纪发现的。它指出: 只有在所有关键元素都达到足够的量时, 植物才可能正常生长; 生长速度受浓度最低的关键元素的限制: 这就是说, 即使只有一种关键元素没有达到足够的数量, 植物生长也将停滞。

这两个原理对退化生态系统重建物种的选定以及生境的改良有重要的指导意义。通常在极度退化的生态系统进行植被恢复所采用的早期先锋种, 均是对营养 (包括光、温、水、肥) 的忍耐区间很大的种类。而对退化生态系统土壤生境的改善, 应分析其中的关键元素, 针对性地施肥。许多情况下利用营养杯植树就是这个道理。

###### 4.1.2 与能量有关的生态原理的应用

所有的生命系统, 从细胞到最复杂的生态群落都是能量转换器。在所有生物组织层次

上，都存在着将能量导入有生命系统的各种活动之中的过程，以这种方式实现能量利用和控制。最基本的热力学三大定律，也适合生命的能量转换过程。退化生态系统恢复的各种功能过程，也受能量定律的支配。尤其生态系统能量转换的食物网原理，有助于退化生态系统的重建及综合利用。

中国科学院鹤山定位站，利用南亚热带丘陵山地的特点，构建了林果草渔复合生态系统，就是在土壤贫瘠的山顶上造林控制水土流失，在生境稍好的山腰种果树，在土壤条件较好的山脚下种经济草种或其它经济作物，在几个山凹处蓄水养鱼。在这个系统中，草带生长的草能作为饲料养鱼，鱼粪增加了鱼塘塘泥的养份，塘泥能作为山腰果树和山顶树的肥料，山顶树的部分凋落物也能用於沤肥。这样通过能量的多重利用，达到高的生态效益和经济效益。该模式在南亚热带丘陵地带得到广泛的推广。

#### 4.1.3 与空间有关的生态原理的应用

生态系统中生物的容纳量，首先直接依赖可利用的空间范围。退化生态系统的重建，也依赖于对有关空间原理的理解。

A、种群密度制约的原理 根据经典的阿利氏原理 (Allee's Principle)，种群密度无论太高或太低，都可能成为种群发展的限制因子。另外，在某些情况下，就每个个体的可利用空间而言，如果高于或等于最适宜值，那么就可以产生有利影响，而如果空间太小，则会产生不利影响。若单株植物可利用空间为  $S$ ，植物的干重为  $P$ ，则有一般式<sup>[23]</sup>:  $P = K'S^{\frac{3}{2}}$ 。 $K$  为常数，描述种间异质性。种群密度制约原理有助于我们在退化生态系统重建时如何采用种植密度，以及林分改造时的合理间伐。

B、种群的空间分布格局原理 种群的空间分布格局在总体上有随机、均匀和集群分布格局等方式。一般荒山造林总是以均匀格局，实际上有时集群格局会有利于种群的发展。

C、边缘效应原理 两个或多群落间的过渡区称为交错区 (ecotone)，在这个交错区里，因每个生物群落都有向外扩张的趋势，使交错区的生物种类数量比相邻的群落多，生产力也较之为高，这个现象称为边缘效应 (edge effect)。在退化生态系统的重建时，掌握边缘效应的原理，通过创造更多的交错区，提高边缘长度，可以提高生态系统的生产力和农副产品的产量。

D、生态位原理 每种生物在生态系统中总占有资源和空间，其生态位的大小反映了种群的遗传学、生物学和生态学特征。退化生态系统的恢复与重建，特别是构建高物种多样性的复合生态系统，如复合农林业生态系统，均应考虑各物种在水平空间、垂直空间和地下根系的生态位分化。物种若具有相同的生态位，必然会造成剧烈的竞争而不利于生态系统的整体发展。

#### 4.1.4 与时间有关的生态原理的应用

退化生态系统恢复过程，我们可以将之视为时间的函数。实际上植被的演替函数<sup>[24]</sup>能用于此：

$$V = f(t)_{cl, p, r, o, py}$$

式中  $cl$  为气候参数， $p$  为岩石圈参数， $r$  土壤参数， $o$  为生物参数， $py$  为热量参数。这些参数本身也是复合函数，因而  $V$  的实例应用是很难的。但作为单因素的研究却是可能的。上文描述的演替过程，只考虑种类成份因素，用马氏链来预测有良好的结

果<sup>[2,3,19,21,30]</sup>。

#### 4.1.5 与多样性有关的生态原理的应用

在生态系统中，物种多样性最能反映生物组分的特征，实际上物种多样性又是生态系统其它诸多特性的集中反映。退化生态系统的重建，更依赖于对生物多样性原理的理解。

A、多样性导致稳定性 尽管理论生态学上关于多样性与稳定性的关系有许多争论，但生态系统的网状食物链结构的增加，无疑可以使生态系统更趋向稳定。此外，多样性的增加也促使处于平衡的群落容量增加而导致生态系统的稳定。退化生态系统的恢复过程，毫无例外地增加了生态系统的物种多样性，最终生态系统的演替趋向于稳定的地带性顶极类型。

B、植物多样性是生态系统其它生物多样性的基础 植物多样性的发展有三个方面的原因为增加生态系统的物种多样性：第一，多样性植物为更多种消费者，如昆虫和鸟类等提供食物；其二，多样的植物有多层的根系，为土壤动物和微生物提供生境；第三，不同生活型的植物，为生态系统创造多样的异质空间而可能容纳更多的生物。由于生态系统的生物量/生产率与其多样性成比例，高多样性的生态系统就有高的生产力，因而有高的生态和经济效益。退化生态系统的恢复与重建，应向生物多样性的方向构建，而其关键则是植物多样性的构建。这同时应考虑种间竞争与种间互惠关系对植物多样性构建的影响。

#### 4.2 人工植被恢复及其生态学效应<sup>[8,13,18,30]</sup>

在南亚热带退化生态系统上进行人工植被构建后，首先是产生明显的生态效益。

##### 4.2.1 人工植被的生物量积累

在南亚热带良好的光、温、水条件下，只要选用合适的种类，在退化生态系统进行植被恢复是很快的，其生物量积累相当高。从表 12 中可以看出，鹤山南亚热带七年林龄的人工林，其现存量每公顷已达 100—150 吨，为鼎湖山自然林的四分之一至三分之一。具有很快的恢复速度。

表 12 鹤山南亚热带人工林的生物量

项目	混交林	马占相思林	大叶相思林	马尾松林	湿地松林
林龄	7	7	7	14	5
生物量 (t/ha)	135.94	152.60 <sup>2)</sup>	96.88	108.47	40.02
生长量 (t/ha)	8.56 <sup>1)</sup>	9.69 <sup>2)</sup>	7.61	6.52	6.64
叶面积指数	4.64	9.44 <sup>2)</sup>	4.06	3.94	3.47
土壤有机质	2.10	1.80	1.89	1.82	1.75

1) 估测值

2) 包括林下草本层。若单树木层，生物量和生长量略低于混交林

##### 4.2.2 植物多样性及对其它生物多样性的效应

南亚热带退化生态系统进行人工植被恢复后，植物多样性发展也很快。用香农指数(SW) 测度小良人工混交林，表明除了人工种植的种类外，自然发展的种类已占多数，特别是灌木层和草本层，均是自然发展的种类，其多样性指数已接近自然林（表 13）。

$$SW = 3.3219 \left[ \lg n_i - \left( \frac{1}{n} \right) \sum_{i=1}^s n_i \lg n_i \right]$$

其中  $n$  为总个体数， $s$  为种数， $n_i$  为第  $i$  个物种的个体数。

表 13 小良不同人工林里的物种多样性结构

	乔木层		灌木层		草本层	
	s	n	SW	SW	SW	SW
混交林	11	64	2.176	3.006	4.121	
相思林	2	54	0.381	1.422	2.613	
桉林	2	72	0.221	1.213	1.891	
光板地	0	0	0	0.201	1.316	

s: 种数 Species number; n: 总个体数 Individuals; SW: 香农指数 Shannon-Winner Index

在生态系统中生物多样性建立在植物多样性的基础上。因为不同的植物种类拥有不同的生物学和生态学特性，植物的多样性导致了群落的复杂。复杂的群落意味着更多的垂直分层、更多的水平斑块格局与复杂的地下根系，这就可能在不同的小生境条件下拥有更多的生物体，包括昆虫、鸟类、微生物和土壤动物等。表 14 表明植物多样导致生物多样性。

表 14 小良不同人工林植物多样性与生物多样性的关系

	混交林	桉林	光板地
植物乔木种类（每 100 平方米）	11	2	0
昆虫种类	300	100	50
鸟类	11	7	4
微生物数量 ( $10^7/g$ dry soil)	4.74	3.55	0.36
土壤动物优势种	7	3	1

#### 4.2.3 人工植被对水土流失的控制

森林生态效应的大小取决于森林的多样性结构。在热带和亚热带，高温与丰富的降水导致光板地的严重侵蚀。植被对水土的保持成为森林生态效应的指标之一。多样性高的森林有较复杂的地下根系和更多的地表凋落物覆盖，其对侵蚀的控制比在单优群落中更为有效。

小良站的研究表明（表 15），光板地的侵蚀最严重，为  $52.3t/ha.a$ ；其次是桉树林，为  $10.79 t/ha.a$ ；混交林最低，为  $0.18t/ha.a$ 。与其它地区相比，在瑞士，光板地年侵蚀量为  $2.22t/ha.a$ ，森林为  $0.05t/ha.a$ ；美国的森林年水土流失为  $0.05t/ha.a$ ；在中国的海南岛，轮作后的荒地为  $32t/ha.a$ ；而在天然热带山地雨林里则为  $0.05 t/ha.a$ 。本研究中的人工阔叶混交林对水土的保持能力基本接近天然混交林。

#### 4.2.4 人工植被对土壤的改善

表 16 是小良站对人工植被与光板地的土壤物理性状的测定，结果表明，人工植被恢复后导致了土壤理化特性的改善，无论是土壤含水量、最大毛管持水量还是饱和持水量，均为人工建造的混交林最高，而光板地最低。上文的表 6 为德庆点的研究结果，也显示人工植被对土壤理化结构的改善。

表 15 不同人工植被类型的多样性与控制侵蚀的关系

	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	总计	年平均
光板地	降雨量 (mm)	1560	1962	2369	1402	1348	1289	1255	11185 1598
	流失量 ( $m^3/ha$ )	3567.4	6022.8	5920.8	2908.1	2946.2	2567.1	2596.9	26524.9 3789.3
	土壤侵蚀 (t/ha)	29.4	44.3	66.2	58.9	71.0	46.2	50.2	366.2 52.3
桉树林	降雨量 (mm)	1658	2013	2415	1394	1352	1285	1285	11402 1629
	流失量 ( $m^3/ha$ )	6666.2	10041.9	12808.8	5220.6	6374.5	1913.8	5273.4	49299.3 7042.8
	土壤侵蚀 (t/ha)	6.3	12.4	21.2	12.0	11.3	4.3	8.0	75.5 10.179
混交林	降雨量 (mm)	1494	2040	2431	1400	1368	1313	1257	11303 1615
	流失量 ( $m^3/ha$ )	43.3	1728.2	1641.2	3.1	5.8	4.5	2.2	3428.4 489.7
	土壤侵蚀 (t/ha)	0.1	1.0	0.3	0	0	0	1.3	0.18

小良站对不同植被覆盖下的土壤肥力的研究表明，人工植被恢复后具有显著的效应。1979年—1981年，光板地的土壤肥力持续下降：有机物含量从0.6%下降到0.45%，含氮量从0.06%降至0.028%，土壤在持续退化；桉树林是介于光板地和阔叶混交林之间的一种先锋群落，尽管凋落物被当地群众收走，森林仍起到了保持土壤肥力的作用，并营造了一个更好的土壤状况以适应混交林的生长；混交林的土壤肥力则逐年增加。其中以豆科树种占优势的混交林对土壤的改良效果最佳。

表 16 小良人工植被恢复后对土壤水分的物理性状的改善

	深度 (cm)	比重 ( $g/cm^3$ )	含水量 (%)	最大毛管持水量	饱和持水量
光板地	0—10	1.7	12.3	18.9	21.8
	10—20	1.8	13.5	20.8	23.1
	20—30	—	14.2	—	—
	30—40	1.8	12.5	22.0	24.5
桉树林	0—10	1.6	13.2	22.6	26.2
	10—20	1.7	14.1	22.5	25.5
	20—30	1.7	14.9	21.7	25.5
	30—40	1.8	16.5	22.8	24.8
混交林	0—10	1.5	15.0	33.1	37.2
	10—20	1.5	16.2	30.1	33.8
	20—30	1.6	16.7	28.9	32.2
	30—40	1.6	17.1	28.3	30.8

通过对小良植被恢复过程的土壤肥力动态进行长期地追踪研究，以及应用时空互代的方法，获得如表 17 的数据。从表 17 可以看出，随着林龄的增长，土壤肥力的各项指标都呈现出持续、稳定发展的趋势。例如，5 年生到 25 年生的人工混交林，土壤有机质含量从

1.34% 增加至 2.68%，年平均增长为 0.067%。总氮量从 0.076% 增至 0.135%，年平均增长 0.003%。由表 17 建立回归方程： $y = 0.347 + 0.767 \ln X$  ( $r = 0.976$ ;  $df = 4$ )。 $r$  为数据作线性处理后二变量间的相关系数。相关达极显著水平 ( $r_{0.01} = 0.917$ )。据此模拟的结果如图 4，若要使土壤有机质达到树边自然林的指标，预计需 148 年。

表 17 不同林龄阔叶混交林的土壤肥力动态

主要土壤肥力指标	光板地	5 年生人工林	8 年生人工林	15 年生人工林	25 年生人工林	100 多年生自然次生林
有机质 (%)	0.64	1.34	2.07	2.40	2.68	4.18
全氮 (%)	0.031	0.076	0.109	0.141	0.135	0.215
全磷 (%)	0.006	0.012	0.020	0.033	0.022	0.054
速效镁 (mg/100g)	痕迹	0.11	0.10	0.13	0.16	0.78

#### 4.2.5 植被恢复过程的小气候效应

退化生态系统的植被恢复后，形成了林内抗逆性较高、波动性较小的小气候，并影响周围的环境。表 18 显示小良定位站植被恢复前后的温度效应，其年均温是混交林 < 光板地；温度变幅为光板地 > 混交林。其年平均湿度则是混交林 (87.3%) > 桉树林 (85.5%) > 光板地 (83.2%)。

表 18 小良定位站造林前后年平均气温和年变幅

时期		年均温	年变幅
造林前	1958—1959 年	23.2	14.4
造林后	1981—1982 年	23.0	13.6
	1988—1989 年	22.6	12.2

#### 4.2.6 小结

在森林植被的恢复中，森林的发展产生的功能过程，对林地土壤、森林水份、林地小气候等均产生高的生态学效应。对人工植被的光能利用率 ( $\text{CO}_2/\text{d}_2\text{h}$ ) 进行了比较，可以发现在本地带的植被恢复中具有高的生物量积累与初级生产力（表 19）。植被恢复的生态效应不但影响林地本身，也影响周围的环境，进而对区域和全球的生态平衡有所贡献。

表 19 人工植被恢复后其功能强度的发展

混交林	桉树林	光板地
年平均温度 (℃, 1.5cm)	22.6	22.7
年平均湿度 (% , 1.5cm)	87.3	85.5
光能利用率 ( $\text{CO}_2/\text{d}_2\text{h}$ )	9.16	7.91
地面水深度 (m)	1—4	9—11
土壤酸度 (10—20cm)	5.3	5.0
有机质含量 (%) , 1—15cm)	1.13	0.75
		0.60

冠光强为 60000LX, measuring while light at top of crown is 60000LX.

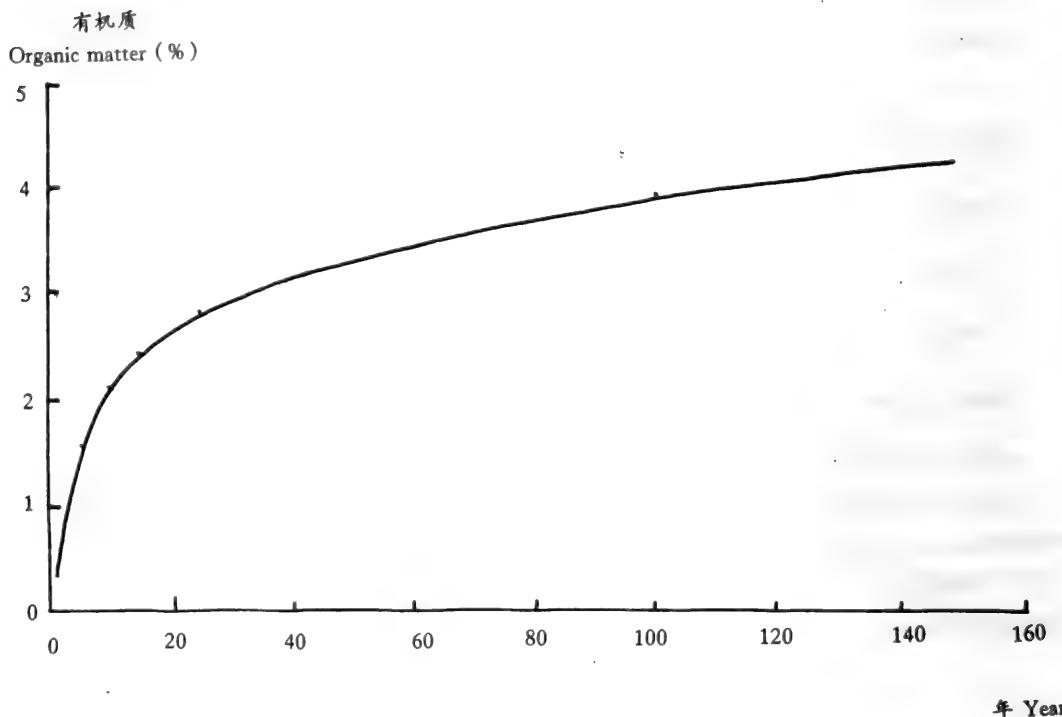


图 4 阔叶混交林土壤有机质的回归曲线

#### 4.3 退化生态系统恢复的经济及社会效益

南亚热带区域光温充裕、水热条件优越，生态环境改善后对农业生产有很大的促进作用，因而在本地带退化生态系统的恢复与重建中，除显著的生态效益外，还伴随有显著的经济效益和社会效益，这是几个定位站的共同结果。

##### 4.3.1 小良站的经济和社会效益<sup>[13,30]</sup>

几十年来，小良站在致力退化生态系统的整治和重建的过程中，站的生产收入逐年增加，从1960年的18,440元上升到1987年的2,193,967元，现有固定资产总值为1,880,000元，大大超过历年国家投资总额。此外，通过以小良站为示范样板，使其周围369平方公里的水土流失得到根治，改善了农业生产条件。

##### 4.3.2 五华试验区的经济和社会效益<sup>[5]</sup>

在对退化生态系统的综合整治的同时，1986—1990年试验区的农业总产值每年均在增长。若以1985年为100，1986年则为107；1987年为141.40；1988年为209.72；1989年为308.74；1990年为350.53。五年时间产值增加了2.51倍。平均年递增率为28.5%，三年时间就可翻一番。

曾水土流失面积占土地总面积62.12%、占山地面积86.47%的新一村，因原有基础较

差，经济长期处于落后状态。水土流失得到治理后，其经济增长速度更为迅速。若以1985年农业总产值为100计，1986年则为102.85；1987年达到163.64；1988年为277.97；1989年达375.59；1990年达到505.76。五年时间农业总产值增加了4.05倍。平均年递增率为38.29%，比河子口村高10%左右。

五华县已治理水土流失面积280.71平方公里，占总流失面积354.39平方公里（1983年航空测量普查核实）的80%左右，其中效益显著的150.44平方公里，占总流失面积42.6%，需继续治理的130.27平方公里，占总流失面积36.8%。由于综合治理了水土流失，该县出现了一个较为良好的自然生态环境。全县的绿化率从解放前的30%增至现在95%，森林覆盖率从16%增到64%；有三万亩被崩岗土石方埋没的农田得到复耕，七万亩低产田改变了面貌，全县农田经过整治，旱涝保收面积从9.6%增到88.8%，粮食年亩产从1949年的82.5公斤提高到1987年的323公斤。总产量从4528.7万公斤增至1.337亿公斤，变缺粮县为余粮县，每年上调给国家商品粮3200万公斤；木材年产量从1000立方米增至490万立方米；松脂年产量由1333吨增至2.2万吨，农村人平均收入从1957年的43元增至1987年644元（包括家庭副业收入）。初步改变了过去荒山秃岭、地瘦民贫的面貌。

水土保持效益不仅反映在农业生产和农业经济上，也反映在农田土壤肥力的提高上（表20）。这是促进农业生产的基础。

表20 五华试验区退化土地治理前后土壤肥力比较

取样地点	摘要	土层 深度 (厘米)	有机盐 (%)	pH值	养 分				
					全氮 (%)	全磷 (%)	全钾 (%)	速效氮 (ppm)	速效磷 (ppm)
中洞村委会林场	治理前黄泥地	0-20	1.42	5.53	0.059	0.034	1.15		
	治理后水田	0-20	1.51	5.23	0.074	0.064	1.33		
县农科所	治理前沙渍黄泥地	0-20	0.432	5.20	0.015	0.15	0.34		
	治理后水田	0-20	2.27	5.03	0.101	0.104	1.74	13	25
马墟杨梅洞	治理前黄泥地	0-20	1.23	6.24	0.057	0.068	1.33		
	治理后水田	0-20	2.45	5.79	0.129	0.062	1.39	22	20
								101	59

退化生态系统的恢复与重建所产生的显著的经济和社会效益，在各个试验站点均反映出来。中国科学院华南植物研究所主持的鹤山定位研究站，其构建的优化人工林模式，以及利用丘陵山地构建的林果草渔和林果草苗复合大农业模式均得到大面积的推广。而构建的混交林，连片推广1.93万公顷，成为广东最大的连片混交林，对防治病虫害、改善区域环境起到重要的作用，成为广东绿化达标后林地管理和林份改造的示范样板。显然，退化生态系统的恢复与重建对生态环境和国民经济建设均具有重要的现实意义和深远的历史意义。

## 参 考 文 献

- [1] 王伯荪、李鸣光、彭少麟, 1994: 植物种群学。广东科技出版社。
- [2] 王伯荪、彭少麟, 1985: 鼎湖山森林群落分析, V. 线性演替系统与预测。中山大学学报(自然科学版), (4): 75–80。
- [3] 王伯荪、彭少麟, 1989: 森林群落演替与林业经营管理。中国科学院华南植物研究所集刊, 第四集, 253–258。
- [4] 广东省科学院丘陵山区综合科学考察队主编, 1991: 广东山区水土流失及其治理。广东科技出版社。
- [5] 中国科学院广州分院等编著, 1991: 广东省五华县国土治理与开发综合试验研究。中山大学出版社。
- [6] 邬建国等, 1992: 生态演替理论与模型。参阅刘建国主编, 当代生态学博论, 中国科学技术出版社。49–64。
- [7] 李鸣光等, 1987: 黑石顶森林生态系统动态演替的定位研究报告。生态科学, (1, 2): 67–82。
- [8] 余作岳, 1990: 广东亚热带丘陵荒坡退化生态系统恢复及优化模式探讨。热带亚热带森林生态系统研究, 1–11。
- [9] 吴厚水等, 1982: 鼎湖山自然地理特征及其动态分析。热带亚热带森林生态系统研究, 1–10。
- [10] 陆兆熊、姚清尹, 1989: 广东省花岗岩地区土壤侵蚀与整治。参阅中国—加拿大水土保持协作组编, 广东省水土保持研究。科学出版社。3–6。
- [11] 沈家安等, 1989: 德庆县水土流失的基本情况及其治理。参阅中国、加拿大水土保持协作组编, 广东省水土保持研究。科学出版社。169–177。
- [12] 何宜庚等, 1989: 德庆县深涌水土保持试验基地的土壤。参阅中国、加拿大水土保持协作组编, 广东省水土保持研究。科学出版社。93–109。
- [13] 何绍颐、余作岳, 1984: 广东热带沿海侵蚀地的植被重建。热带亚热带森林生态系统研究, 87–90, 附图 1–25。
- [14] 赵学农, 1993: 受损害生态系统恢复重建中的植物行为与持续利用。参阅陈昌笃主编: 持续发展与生态学, 中国科学技术出版社, 157–161。
- [15] 康乐, 1990: 生态系统的恢复与重建。参阅马世骏主编, 现代生态学透视。科学出版社。300–308。
- [16] 黄展帆、范征广, 1982: 鼎湖山的气候。热带亚热带森林生态系统研究, 11–24。
- [17] 黄录基, 1989: 德庆县降雨特征分析。参阅中国、加拿大水土保持协作组编, 广东省水土保持研究。科学出版社。178–184。
- [18] 彭少麟等, 1992: 鹤山亚热带丘陵人工林群落分析。植物生态学与地植物学报, 16 (1): 1–10。
- [19] 彭少麟、王伯荪, 1985: 鼎湖山森林群落分析, VI. 非线性演替系统。热带亚热带森林生态系统研究, 第三集, 25–31。
- [20] 彭少麟、王伯荪, 1989: 鼎湖山森林群落分析, IX. 群落的稳定性。热带亚热带森林生态系统研究, 第五集, 11–16。
- [21] 彭少麟, 1992: 人类干扰体系与森林落的演替。中国科协首届青年学术年会广东卫星会议论文集, 中国科技出版社, 21–26。
- [22] 彭少麟, 1992: 森林群落边缘效应之研究。中国科协首届青年学术年会论文集, 中国科技出版社, 420–425。
- [23] F. 拉马迪(周海林等译), 1990: 自然资源生态学的基本理论。自然资源译丛, (3): 51–70。
- [24] R. 克纳普主编(宋永昌等译), 植被动态。科学出版社。
- [25] Bloom, S., 1980: Multivariate quantification of community recovery. In Cairns, J. J. (Ed.) The recovery process in damaged ecosystems. 141–151.
- [26] Cairns, J. J., K. L. Dickson & E. E. Herricks (Ed.), 1977: Recovery and restoration of damaged ecosystems. Univ. Press of Virginia, Charlottesville.
- [27] Cairns, J. J. (Ed.), 1980: The Recovery process in damaged ecosystems. Ann Arbor Science Publishers Inc.
- [28] Parham, W. (Ed.), 1993: Improving degraded lands: promising experience from south China. Bishop Museum Press, Honolulu.
- [29] Peng Shaolin & Wang Bosun (彭少麟、王伯荪), 1993: Studies on forest succession of DinghuShan, Guangdong, China.

- Botanical Journal of South China, (2): 34 - 42.
- [30] peng Shaolin & Yu Zuoyue (彭少麟、余作岳), 1993: Species diversity structures of different man - made tropical forests and their relations with ecological benfits. Natural Resources Management and Coservation in Chinese Tropical and Subtropical Regions. China Science and Technology Press. 205 - 209.

## 6 中亚热带红壤退化现状、机制及对策

——以赣东北余江县低丘红壤为例

王明珠

(中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

我国中亚热带北自长江, 南至南岭; 东起沿海, 西临青藏高原边缘。包括浙、赣、湘、皖南的江南丘陵山地、云贵高原、四川盆地和桂中北等的岩溶丘陵盆地, 涉及 13 个省(区), 总面积达 165.08 万平方公里。约占全国土地面积的 17.2%, 热带、亚热带区域的 75.7%<sup>[8]</sup>。

就土壤而言, 中亚热带即红壤、黄壤地带。由于地势起伏, 红壤和黄壤的发育与分布错综交叉, 因此, 将两个土类归为一个地带。该地带受季风影响, 气候温暖, 水热丰沛, 年均温 14—20℃, ≥10℃ 积温 4500—6500℃, 年降水量 1000—1800 毫米, 干燥度 <1。植被类型丰富, 生物生长速度快, 周期短, 具有高额的生物产量潜力和良好的投资效益, 历来是我国粮食和亚热带经济林木以及果树的重要基地, 盛产大米、茶叶、烤烟、油茶、油桐、毛竹、杉木和柑桔果类等, 为我国野生和栽培植物资源最丰富的地区之一。

然而, 由于利用不合理, 红壤资源的潜力长期得不到发挥。尤其是人口居住稠密的大面积低丘红壤区, 植被破坏, 经营单一, 用多养少, 四料(燃料、饲料、肥料、木料)短缺。土壤不仅流失加剧, 肥力锐减, 季节性干旱也日趋严重, 使整个红壤区的生态系统退化并陷入恶性循环, 荒丘荒地和中强度流失面积各占 1/4 和 1/3。每公顷产量低于 7500 千克的中低产田约占耕地的 2/3。

现以江西省鹰潭市的余江县为例, 剖析如下:

### 1. 红壤退化现状与演变趋势

余江县位于赣东北山区向鄱阳湖平原的过渡地段, 约 N28°04'—28°37', E116°41'—116°89', 是长江中下游以南典型的低丘红壤区。红壤及红壤性水稻土占全县土地面积的 90%。这在我国南方, 尤其是中亚热带东部湿润区有着广泛的代表性。探讨其退化现状、机制及其对策, 必将对红壤资源开发、农业持续发展和生态环境的综合治理赋予新的含义。

#### 1.1 红壤区生态环境的演变<sup>[4]</sup>

##### 1. 近期气候变异的特点<sup>[10]</sup>

###### (1) 温度、光照、雨水的变化趋势

近 36 年来余江县年平均气温为 17.6℃; 年平均日照时数为 1809.5 小时; 年平均降水量 1741.3 毫米。如果以年平均气温 17.0—18.0℃ 为平年; <17.0℃ 为冷年; >18.00℃ 为暖年, 则 50 及 60 年代应为暖、平年; 70 及 80 年代为冷、平年。年平均日照时数的变化大致与其相对应, 其中以 70 年代为最少, 年平均降水量变幅较大。近 36 年来, 余江气候有向冷、湿、少日照和旱涝年频繁交替的迹象, 且四者相关性显著。

###### (2) 季风气候的年际变异增大

该县位于亚热带季风区。季风气候本身就具有不稳定性和年际振荡。近 40 年来，这种变异与振荡加大，灾害的频率强度也愈来愈大。

1) 炎夏年与凉夏年频繁出现。典型的炎夏年（距平均气温 +1℃）有 5 年，最高气温  $\geq 35^{\circ}\text{C}$  的天数  $\geq 35$  天，极端高温达  $40.5^{\circ}\text{C}$ 。凉夏年（距平均气温 -1℃）有 8 年，最高气温  $\geq 35^{\circ}\text{C}$  的天数  $\leq 25$  天。高温、凉夏年占统计年数的 43.3%。

2) 干旱与洪涝频繁发生。1960 年—1989 年间，有 6 年出现严重伏旱、6 年出现秋旱，平均每 2.3 年有 1 次伏旱或秋旱，有 5 年出现伏秋连旱，平均每 6 年 1 次。1978 年和 1986 年伏秋旱最为严重，干旱持续 90 天；出现洪涝有 10 年，每年平均有 2—3 次大的连续降水过程，降水量达 280—550 毫米，日最大雨量为 281.2 毫米。

3) 冷冬年与暖冬年交替发生。余江县在正常年份的极端低温  $-5\text{--}6^{\circ}\text{C}$ 。1967—1973 年是冬季寒冷期，最低温度达  $-9^{\circ}\text{C}$ 。其后，是冬暖时期，1990 年以前未出现过  $-7^{\circ}\text{C}$  以下低温。1990 年及 1991 年又是两个冬寒年，极端低温分别为  $-11.7^{\circ}\text{C}$  和  $-15.1^{\circ}\text{C}$ ，是该县有气象记录以来的最低值，以致柑桔遭毁灭性危害。

4) 作物生长发育临界温度的初终日变异大， $\geq 10^{\circ}\text{C}$  初日最早在 3 月 6 日；最迟在 4 月 4 日。 $\geq 20^{\circ}\text{C}$  终日最早在 9 月 18 日，最迟在 10 月 31 日。而且 70、80 年代积温偏低，比 60 年代低 15—25%。

## 2. 近期植被类型和植物区系分析

原生植被属亚热带中生性常绿阔叶林。由于人为活动的干扰，余江县森林复被率由 50 年代的 34% 下降至 80 年代的 15.2%。而且植被有逆向演替的趋势，表现出旱生、阳性、次生的性质。目前，这种次生的常绿阔叶林仅零星残存于丘陵下部边缘和村落周围，优势种主要有常绿阔叶树木荷 (*Schima superba*)、石栎 (*Lithocarpus glaber*)、苦槠 (*Castanopsis sclerophylla*) 和针叶树马尾松 (*Pinus massoniana*)。而面积较大较广的为次生性干旱草坡，建群种有白茅 (*Imperata cylindrica* var. *major*)、刺芒野古草 (*Arundinella setosa*)、珠芽画眉草 (*Eragrostis bulbifera*)、金茅 (*Eulalia speciosa*) 等。但从残存的毛萼杨桐和川山矾的高大、粗壮和树龄估计，它们大致在百年以上，由此证实该区的森林是近百年或更近的时期才被破坏的。据访问，50 年前这里还是木荷、苦槠等林木组成的林地。但从 50 年代起，随着土地大面积的开垦加剧了常绿阔叶林向马尾松林及草坡逆向演替。

## 3. 红壤退化

长期以来，余江县农业生产活动主要局限于丘间盆地沟谷，而对于面积比沟谷大 2—4 倍的低丘红壤的利用重视不够，盲目开垦、重用轻养，终将导致红壤大面积退化。根据余江县土壤普查资料<sup>[10]</sup>，红壤退化主要表现在以下 3 个方面：

### (1) 侵蚀红壤面积扩大，程度加剧

从表 1 可见，全县侵蚀红壤面积达 19160 公顷，与 50 年代相比，不仅面积增加了 144.6%；而且中、强度侵蚀比例增加了 3 倍多。有些地方甚至已经出现了裸岩和光头山。

### (2) 肥力衰减，抗逆性差

近 20 多年来，红壤及其发育而成的水田广种薄收，垦而不用，用而不养的现象较为普遍。余江县冬绿肥（紫云英）面积几乎减少一半，化肥投入量也只及全国平均值的 68.9%，导致土壤营养元素亏缺，中低产田（3750—7500 千克/公顷）约占全县耕地的 2/3 以上。

表 1 余江县侵蚀红壤面积及其肥力分级

项目	面积程度分级 面积%含量	侵蚀面积 万亩	侵蚀程度分级		
			轻 度	中 度	强 度
			<2000 吨 平方公里	2000—10000 吨 平方公里	>10000 吨 平方公里
侵蚀	面积(公顷)	19160	11640	6747	773
状况	占侵蚀面积 %	100.00	60.8	35.2	4.0
	有机质(克/千克)	—	>5	5—3	<3
肥力水平	全磷( $P_2O_5$ ) (毫克/千克)	—	>1.0	1—0.5	<0.5
	有效磷( $P_2O$ ) (毫克/千克)	—	5—3	3—1	(1)

### (3) 红壤酸化、水稻土潜育化

红壤是在高温多雨环境下，遭受强烈风化淋溶形成的酸性土壤，粘土矿物简单，交换量低，易于受酸性沉降物(pH4.56—5.0)和针叶树(马尾松等)酸性分泌物质(pH4.5左右)的影响，形成较多的铝离子，对柑桔、花生、油菜等产生毒害。此外，它的抗逆力也弱，特别是降水季节雨量分配不均，红壤中可供作物利用的有效水含量范围窄(5—10克/100克土)，易产生伏秋旱。红壤性水稻土田由于长期灌排不当和实行稻稻肥耕作，引起次生潜育化，其面积近0.33万公顷，约占余江水稻土总面积的15%，由于氧化还原电位低，还原性有毒物质含量较高，养分的有效性差，使水稻根系发黄不良，迟发贪青、病虫害多、减产10—20%。

上述不难看出。余江红壤区生态环境正在逐步退化，人口—资源—环境的矛盾越来越突出，农业生产面临严峻考验。

### 1.2 红壤区生态环境的质量评价<sup>[3]</sup>

该评价主要是反映红壤区生态系统的生产力水平及其与环境间的协调能力。评价依据为红壤的肥力特性；生境的光、热、水、生物资源与生物气候潜力；人为经济因素的土地利用价值、利用难易和农、林、牧业结构。评价方法是以分等法为基础，将典型地段红壤调查、观测得到的各指标实测或估算值换算为指数值，然后用加权累加法计算各因素的分指数值和全部因素的总指数值。再根据总指数组数值范围定出红壤区生态环境的质量等级。从中也可看出红壤开发利用的潜力、优势和主要障碍因素<sup>[21]</sup>。

#### 1. 评价指标

环境因素 (1) 年均温 (2) 年光照时 (3) 年辐射 (4) 年降水 (5) 湿度指数 (6) 季节性干旱 (7) 海拔 (8) 坡度 (9) 侵蚀度 (10) 生物气候潜力。

土壤因素 (11) 土层厚度 (12) 表层厚度 (13) 有机质 (14) 质地 (15) pH (16) 有效磷 (17) 有效钾 (18) 交换量 (19) 土壤水势 (20) 年均地温。

生物因素 (21) 覆被率 (22) 植物种数 (23) 林草生物量 (24) 作物单产 (25) 水体养鱼单产。

人为经济因素 (26) 土地利用价值 (27) 能源供给率 (28) 农、林、牧、副、渔产业结构 (29) 产投比 (30) 人均年收入。

## 2. 指数换算

上述指标确定后，要进行指数换算。其中多数指标都有其价值函数曲线。某一指标的实测估算值（复合指标应加权运算）通过价值函数曲线换算成该指标相对应的指数值。指数范围由 0.00—1.00，质量由劣至优。

## 3. 权重分级

各项指标权重值按全县实况结合典型地段调查，分析结果而定，表 2—6 列出了评价指标的观测，估算值以及权重值。

表 2 环境因素指标值、指数值和权重值

指标编号	指标值	指数值	权重值 (%)
(1) 年均温	17.6℃	0.89	15
(2) 年光照时	1852.4 小时/年	0.75	8
(3) 年辐射	108.5kcalcm <sup>2</sup>	0.87	7
(4) 年降水量	1794.7mm/年	0.88	15
(5) 湿度指数	13.1mm/(℃月)	0.86	7
(6) 季节性干旱	15—31 天(秋伏旱)	0.61	8
(7) 海拔	<300M	0.92	7
(8) 坡度	3—10°	0.84	10
(9) 侵蚀度	12% (中、强度)	0.58	8
(10) 生物气候潜力	19695kg(顷、年)	0.82	15

表 3 土壤因素指标值、指数值和权重值

指标编号	指标值	指数值	权重值 (%)
(1) 土层厚度	>1m	0.95	13
(2) 表层厚度	5—10cm	0.34	11
(3) 有机质	0.5—1.5%	0.42	11
(4) 质地	重壤—轻粘	0.71	8
(5) pH	4.5—5.0	0.58	9
(6) 有效磷	1—5mgkg <sup>-1</sup>	0.03	11
(7) 有效钾	30—70mgkg <sup>-1</sup>	0.34	10
(8) 粘粒交换量	<15cmol (+) kg <sup>-1</sup>	0.15	11
(9) 土壤水势 (20cm 处)	116mb	0.67	8
(10) 年均地温 (20cm 处)	18.5℃	0.80	8

表 4 生物因素指标值、指数值和权重值

指标编号	指标值	指数值	权重值 (%)
(21) 覆被率	45%	0.58	22
(22) 植物种数	20—30 种	0.42	15
(23) 林草生物量	200—300kg/亩	0.39	28
(24) 作物单产	稻 400—500kg/亩	0.78	20
(25) 水体养鱼单产	15kg/亩	0.44	15

表 5 人为经济因素指标值、指数值和权重值

指标编号	指标值	指数值	权重值 (%)
(26) 土地利用价值	23.7	0.24	24
(27) 能源供给率	70%	0.58	18
(28) 农、林、牧、副、渔产业结构	5:0.4:3.3:1:0.3	0.52	20
(29) 产投比	1.6:1	0.72	20
(30) 人均年收入	430 元/人 亩)	0.51	18

表 6 各因素权重值

因素类别	权重值 (%)
环境因素	30
土壤因素	30
生物因素	20
人为经济因素	20

表 7 总指数分等范围

质量等级	分等范围
优	$0.90 \leq I \leq 1.00$
良	$0.75 \leq I \leq 0.90$
中	$0.50 \leq I \leq 0.75$
差	$0.25 \leq I \leq 0.50$
劣	$I \leq 0.25$

#### 4. 计算定等

根据表 2—5 的数据，按下式加权累加，得出诸因素的分指数值。

$$I_p = \sum_{i=1}^N W_i I_i \quad \sum W_i = 1$$

式中： $I_p$ =分指数值  $N$ =指标个数  $W_i$ =权重值

结果表明，环境、土壤、生物和人为经济因素的分指数值相应为：

$$I_{pe} = 0.81 \quad I_{ps} = 0.49 \quad I_{pb} = 0.52 \quad I_{pm} = 0.50$$

红壤生态环境质量总指数可根据上述各因素的分指数值及其在表 6 中的相应权重值继续加权累加计算、算式如下：

$$I = \sum_{i=1}^N W_i / I_i \quad \sum W_i = 1$$

$I$ =生态环境质量总指数； $N$ =因素个数

$I_i$ =各因素的分指数值； $W_i$ =权重值

结果表明，红壤典型地段生态环境总指数  $I=0.59$ 。对照表 7 的环境质量分等，余江低丘红壤生态环境质量为中等偏下。

上述指数定量化剖析表明：红壤区的环境因素分指数值高达 0.81，意味着水、热、光资源丰富，生物产量潜力大，现有农作物产量和林草生物量均有提高 1—4 倍的可能；影响其质量高低的主要因素是红壤本身的瘦、酸和季节性干旱，土地利用价值函数不高以及人为开发利用的不合理性。

#### 1.3 红壤区生态系统退化的恶性循环

上述情况表明，随着人口的增长，特别是低丘红壤贫困区人口的急增，资源掠夺无度、

森林面积急剧下降，生物多样性降低，植被出现逆向演替，不少名特优产品退化或濒临灭绝；气候的年际与季节变异突出，旱、涝、冻害的频率、强度增大；土壤由于植被破坏，利用不合理以及乡镇工业的污染，导致了土壤侵蚀、土壤特性的恶化与有机物的丧失。而红壤的退化又对其气候、水循环、生产环境等产生了一系列的影响<sup>[6]</sup>。这样，互为因果、愈演愈烈，使整个系统陷入了恶性循环（图1）。

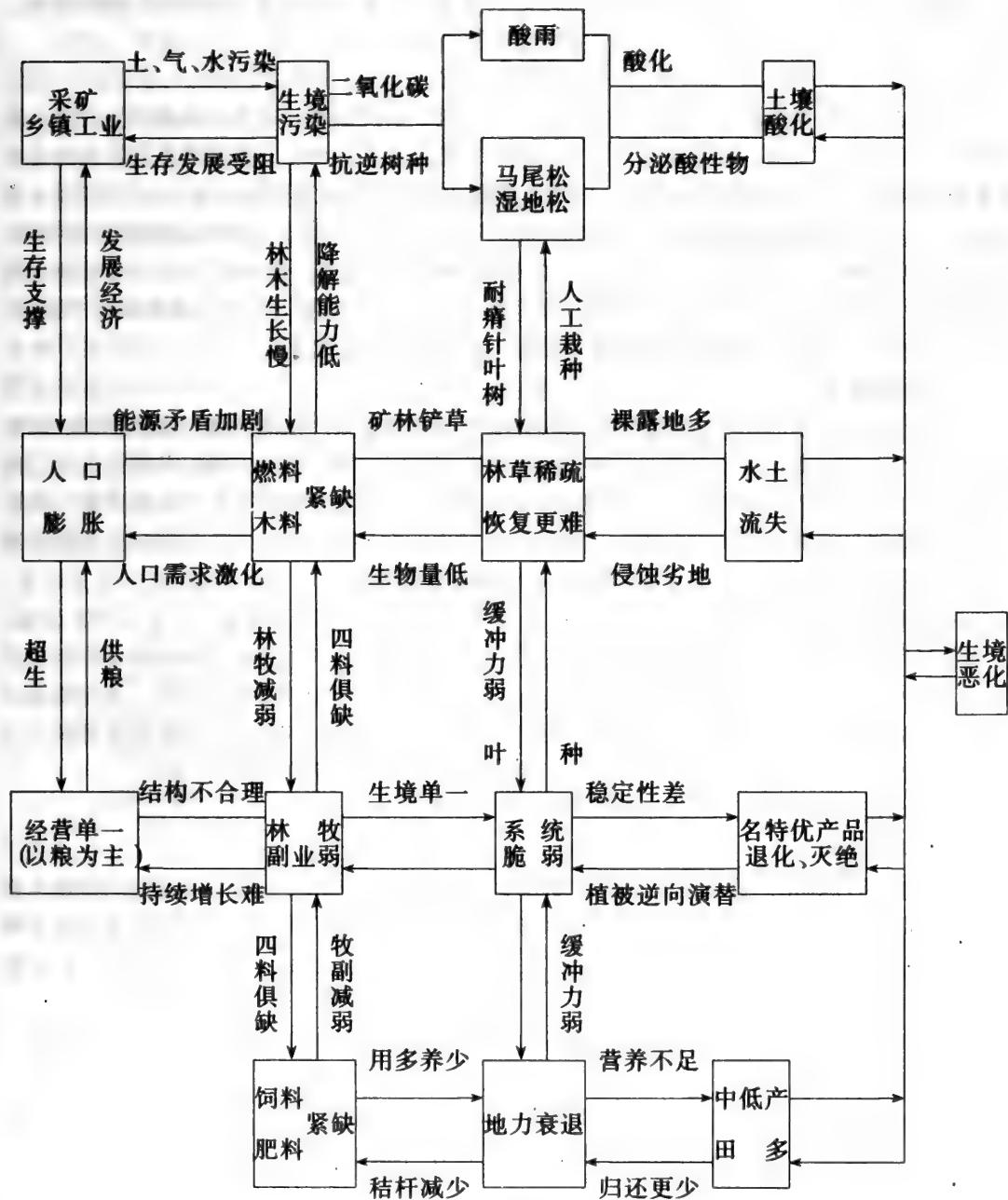


图 1 红壤农业生态系统恶性循环示意图

首先，森林毁坏后的荒地，降水要减少20—30%。同时，地表气温增加，湿度减小，风速大，易起热浪，裸露地面温度高达67.5℃，使植被更难恢复生长。其次，没有森林就等于失去了一个起调节作用的大水体，一遇暴雨、大雨，地表迳流和泥沙剧增，大片良田表土被冲走或被泥沙堆埋，湖泊、水库淤塞，分洪、蓄洪能力减弱；河床抬高、航程缩短，抗旱涝灾害的能力减弱。第三，红壤侵蚀退化引起了生态环境的恶化，土壤有效水含量降低，肥力衰减、结构变差，导致农、林、牧业产品在数量上的减少和质量上的下降，四料短缺。

## 2. 红壤退化的机制

红壤退化既有自然因素，也有人为因素。但从整个系统来看，后者的影响更为关键。自然因素包括气候、土壤、地形等因素。人为因素首先出于人口增长、生存的压力；其次是农业利用方向失误，结构不合理。如余江县长期经营单一，农业总产值中的63.1—87.0%依靠种植业，而种植的耕地仅仅占用了土地面积的18.1%，大片低丘红壤则是破坏多于利用，53%的自然红壤，森林覆被率不足15%，林业产值仅占农业总产值的0.7—0.6%；再次是投入微弱、1990年水田平均每公顷年投资尚不足750元，加之管理不善，很难取得7500千克以上的单产。现从红壤退化的剖析窥见整个生态系统退化的机制。

### 2.1 侵蚀退化

土壤侵蚀是红壤退化的重要原因，也是导致其系统退化最严重的问题，联合国粮农组织将之列为世界土地退化的首要问题。据中亚热带东部9省（区）估计，每年分别有近7亿吨的表土，16万吨的有机质和18万吨的养分（N、P、K）因遭侵蚀而损失。由此可见，侵蚀引起的红壤养分贫瘠化已成为其肥力衰减的根本原因。尤其是近40年来，低丘红壤的侵蚀有了新的发展。侵蚀面积由五十年代的7.1万平方公里增加到八十年代的20万平方公里；长江流域的侵蚀面积也由建国初期的36.4万平方公里增加到1985年的56.2万平方公里，扩大流失面积54.48%，土壤侵蚀量由以往的13亿吨增加到15.7亿吨。洞庭湖平均年淤积泥沙2亿吨，淤高3.5厘米，湖面相应从6270平方公里缩小至2400平方公里，湖容量减少了40%。就典型低丘红壤的余江县而言，第二次余江县土壤普查表明：红壤侵蚀面积已占其总面积的45.3%。在侵蚀红壤中，中、强度侵蚀红壤又占其侵蚀面积的40%。

#### 1. 侵蚀退化因素

##### （1）自然因素

1) 降水多而集中 红壤地处亚热带湿润季风气候区，属水蚀地带，降水量多和降水强度大是红壤侵蚀的重要因素。据气象观测资料分析，春夏冷暖交替多阴雨，降水量占全年降水的51%；夏季常有暴雨，雨量集中强度大，成为水土流失的动力，流失量占全年的50.96%<sup>[9]</sup>。

2) 地形起伏 丘岗红壤均有坡度，而且不是坡度陡（>8°），就是坡面长（>100米），一旦植被破坏，汇水面积大，同样易于水土流失。

3) 母质疏散 发育红壤的风化母质层多数结构疏散，抗蚀性弱。余江县红砂岩类母质红壤占其总面积的68%，水稳定性低，透水性强，不宜植被生存。裸露面大，易遭冲刷。

##### （2）人为因素

1) 植被破坏 余江县森林覆盖率由1957年的34%下降至1980年的15.2%，平均每年递降0.81%。

2) 盲目垦殖 毁林开荒 陡坡垦种, 加之不合理的种植利用方式, 搞顺坡种植、铲草皮积肥等, 几乎使自然植被破坏殆尽。

3) 能源危机 群众生活能源无着落, 大约有一半以上农户每年缺烧柴 4—6 个月, 为生计所迫, 不得不上山(丘)索取, 开始砍近山, 取硬柴, 逐渐越攀登越远, 灌木草丛都不能幸免。能源紧缺地区甚至扒松针、铲草皮, 以至寸草难生。

## 2. 侵蚀退化机制<sup>[12]</sup>

侵蚀, 特别是中强度侵蚀使红壤剖面的构型发生变化, A 层以至 B 层全部被蚀, 心底土的 C 层裸露, 退化成为侵蚀劣地, 土壤特性趋向酸化、贫瘠化以及结构劣化所引起的持水通气性能不良。

### (1) 养分流失贫瘠

定位监测表明: 土壤侵蚀过程常常伴随水土流失。水是侵蚀物的载体, 侵蚀物质更是随水或被水流冲击而迁移。固体流失物的分析表明: 红粘土红壤严重流失区, 每千克固体径流中, 粘粒(<0.002 毫米)粗粉粒(0.05—0.01 毫米)和砂粒(0.1—0.05 毫米)含量变幅分别是 416—546 克; 208 克; 70—150 克, 三者累计含量达 700 克以上。固体径流养分元素含量与其侵蚀土壤中含量的比率可称为侵蚀土壤的消失率。从表 8 中可以看: 氮、磷、钾的消失率高达 1.57—3.11。再加之径流水流失的养分元素, 每年流失的水解氮总量为 84.04 千克/公顷, 速效磷( $P_2O_5$ )总量为 0.83 千克/公顷和速效钾( $K_2O$ )总量 422 千克/公顷, 这大大高于进入土壤中的养分量。例如, 在严重流失坡地, 氮、磷钾元素的积累量, 仅为无明显流失地段(密林下)的 1/40。而严重流失坡地氮、磷、钾的流失量却为无明显流扶地的 35 倍(表 9)<sup>[13]</sup>。

表 8 固体径流中养分元素含量

项目	有机质	全氮	全磷	全钾	速效钾	水解性氮
	%	克/千克	克/千克	克/千克	毫克/千克	毫克/千克
固体径流(平均值)	0.31	0.044	0.12	1.9	15.88	80
固体径流分析样品数	10	26	32	32	33	28
侵蚀土壤固体径流值	0.30	0.029	0.07	1.29	5.1	39
侵蚀土壤值	1.03	1.57	1.71	1.40	3.11	2.05

表 9 不同侵蚀地段氮、磷、钾的积累量和流失量比较

土壤流失量植被情况 (吨/平方公里, 年)	氮磷钾积累量 (公斤/公顷, 年)	相对系数	氮磷钾流失量 (公斤/公顷, 年)	相对系数	氮磷钾盈亏情况 (公斤/公顷, 年)
200 (密林)	115.5	41.9	64.66	1.0	+50.84
500 (侵蚀稀疏林地)	64.5	22.9	164.51	2.5	-100.01
1000 (侵蚀稀疏草地)	9.37	3.0	460.27	7.1	-451.9
5000 (侵蚀劣地)	2.82	1.0	2264.48	35.0	-2261.66

表 10 列出了红粘土侵蚀劣地的氮、磷、钾、有机质、pH 与盐基交换量资料, 由此可见:

表 10 剥蚀土壤养分含量

土壤侵蚀 剖面号	全氮 毫克/ 千克	水解氮 克/千克	全磷 克/千克	速效磷 克/千克	全钾 克/千克	速效钾 毫克/ 千克	有机质 克/千克	pH (水提)	盐基代换总量 厘摩尔 (+) /千克
轻度 侵 蚀	1.1	0.70	66	2.2	0.3	10.3	97	14.0	5.05
	1.2	0.36	57	21.8	0.2	8.7	56	3.9	4.66
	1.3	0.29	76	1.3	0.2	8.6	45	3.0	4.40
强度 侵 蚀	2.1	0.30	40	0.8	痕迹	16.5	43	3.6	4.72
	2.2	0.27	35	0.7	痕迹	15.6	46	2.9	4.77
	2.3	0.25	25	0.5	痕迹	14.6	38	2.6	4.81
	2.4	0.29	24	0.6	痕迹	16.2	47	2.8	4.77
剧烈 侵 蚀	3.1	0.26	38	0.7	痕迹	18.9	59	2.5	4.53
	3.2	0.26	28	1.3	痕迹	15.1	5.1	2.4	4.58

1) 有机质含量极低 除少数土层达到 10 克/千克左右外，其余大部分均小于 5 克/千克。

2) 全氮和水解氮低 全氮含量几乎都在 0.5 克/千克以下，水解氮轻度侵蚀土壤为 57—76 毫克/千克，其它各土壤都在 50 毫克/千克以下。按每公顷表土计，轻度侵蚀土中水解氮是 148.5 千克，而严重侵蚀土壤中的水解氮含量仅为轻度侵蚀的一半。

3) 磷素奇缺 侵蚀土壤中全磷最高含量 ( $P_2O_5$ ) 仅为 2.2 克/千克，最低仅有 0.4 克/千克。速效磷除轻度侵蚀土壤仅有 2—3 毫克/千克 ( $P_2O_5$ ) 外，其它侵蚀土壤几乎检测不出来。

4) 盐基代换质量低 其值为 8.17—17.35 厘摩尔 (+) 仅为 2.2 克/千克，而对于同地区无明显侵蚀土壤，其含量约为 20 厘摩尔 (+) /千克。

5) 土壤中全钾 ( $K_2O$ ) 含量有明显的变幅，最高 >30 克/千克，最低 <10 克/千克；速效钾 ( $K_2O$ ) 含量最高为 250 毫克/千克，最低 <50 毫克/千克，而且表现出土壤钾含量高低与土壤侵蚀度没有明显关系。

### (2) 有效水量减少

人们通常把田间持水量至凋萎点间的土壤水分作为被作物吸收利用的有效水分，其值在不同土壤中有很大差别。一般高肥土壤中有效水容量可以占干土重 10—20%。随着红壤侵蚀的发生，有机质减少，土壤养分流失和结构破坏，有效水容量也明显降低。

### (3) 通透性差

土壤通透性是影响植物生长的重要土壤性质之一。严重侵蚀的红壤通气和透水矛盾十分突出。表 11 可见：轻度、强度、剧烈侵蚀土壤的总孔隙度分别为 52.8、51.3、46.9。侵蚀越重，总孔隙越少，通气越差，土壤越板实。在同一土壤剖面内，上层土壤一般比下层土壤疏松，孔隙度较大。

水和气在土壤内部空间分配上是一对矛盾。当土壤水分含量高时，内部的通气条件就差。反之，随着土壤水分含量下降，通气状况又可得到相应改善。表 12 列出了不同水分吸持力平衡条下的土壤通气系数。由此可见，各类侵蚀土壤表层的通气状况均较好。但表层以下的通气状况则视侵蚀程度而异，剧烈侵蚀土壤表层 10 厘米以下，通气状况就很差。其在

$0.3 \times 10^5$  帕吸持力水分条件下的通气系数仅 3.1。另据测定，在 50 厘米土壤分别为 21.0、19.6 和 11.8%。而且，表土一经风化和暴晒后，遇雨滴打击，极易形成表面孔隙闭塞，表现通气状况恶化。

表 11 红粘土侵蚀红壤孔隙度（100 厘米土层平均值）

侵蚀红壤	<0.12 毫米孔隙%	<0.0002 毫米非活性孔隙%	有效水量 克/千克	总孔隙度 %	>0.03 毫米 通气孔隙 %	0.03—0.0002 毫米毛管孔隙 %	<0.12 毫米孔隙占总孔隙 %
I 轻度侵蚀	37.9	21.0	16.9	52.8	18.4	13.4	72.7
II 强度侵蚀	39.4	23.3	12.6	51.3	14.5	13.2	79.2
III 剧烈侵蚀	39.7	30.9	88	46.9	9.5	6.6	84.5

表 12 侵蚀红壤的通气状况

侵蚀红壤	采样深度 (厘米)	不同压力下的通气系数 ( $\times 10^5$ 帕)					
		0.025	0.06	0.1	0.3	1.0	3.0
I 轻度侵蚀	0—22	2.2	5.4	7.7	8.9	10.9	17.6
	22—78	1.8	2.3	3.8	4.2	4.8	10.4
	78—100	0.6	1.0	1.7	1.8	2.0	2.5
II 强度侵蚀	0—30	2.6	7.3	9.5	10.8	12.3	21.6
	30—56	2.5	3.9	4.8	5.0	6.4	16.9
	56—78	2.9	4.4	5.4	5.8	8.0	17.4
III 剧烈侵蚀	78—100	0.0	0.0	0.1	0.1	0.2	1.4
	0—10	11.4	14.0	14.7	16.0	17.6	63.8
	10—100	2.1	2.5	2.9	3.1	6.1	10.4

#### (4) $\text{Al}_2\text{O}_3$ 增多酸化

硅氧化物含量随土壤侵蚀程度的加重而下降，而铁铝氧化物含量则随之升高；二氧化硅与铁、铁与铁铝氧化物的分子比率则随土壤侵蚀程度加重而降低。其原因在于受严重侵蚀的土壤中，铁铝氧化物的活性较小。因而在土体中累积量更大所致。这样，使土壤  $\text{Al}_2\text{O}_3$  增多，酸性不断增强，并具有高酸度和铝毒害。

从各侵蚀类型的 pH 值测定也可见（表 10），其 pH ( $\text{H}_2\text{O}$ ) 的变幅为 4.40—5.10。变化趋势大致是：侵蚀轻，有机质含量高的土样 pH 值略高，侵蚀重的 pH 值稍低。

### 2.2 肥力衰竭

红壤生态环境质量评价表明，影响红壤生产力的重要障碍因素是红壤本身的瘦、蚀、酸、旱等，其退化的标志之一就是肥力衰竭。这除了侵蚀引起养分流失外，主要是人为利用过程中投入少、产出多，只用不养或用多养少之故。以余江县为例，从红壤有机质平衡和养分循环角度分析其肥力衰竭的原因与机制。

#### 1. 肥力平衡概算

##### (1) 有机质平衡概况<sup>[11]</sup>

土壤有机质是土壤肥力的重要标志，它的平衡和养分循环状况也是衡量该系统稳定性及肥力水平发展趋势的依据之一。由于土壤有机质和养分含量随土地利用方式、植被覆盖度和地形部位而异，人为耕作、施肥的影响也较大。一般而论，地形部位较高，植被覆盖差的自然红壤，有机质与养分含量最低，耕地中，又因旱地施有机肥少，养分分解快，有机质不如

水田的含量高；水田中，又因远离村的田施肥不便和有机肥用量不足，肥力水平又较近村的水田低。一个县的耕地有机质平衡和养分循环只能从其整个区域的有机质积累量与分解量概算。当输入的有机质量（积累量）大于有机质分解量时，土壤有机质增加，反之则减少，若二者相当则相对稳定。

1) 有机质主要来源 耕地土壤有机质的主要来源是有机肥料，作物根茬，还田秸秆和绿肥。

**有机肥料：**余江县的有机肥料主要是牛厩肥和猪厩肥，其它家畜的粪肥很少，而且大多不能进入大田。根据已有的资料及1990年统计数字估算：1990年余江县年产新鲜猪粪 $7.07 \times 10^7$ 千克，按70%的利用系数及15%的干物质含量计，折合干物质量为 $7.42 \times 10^6$ 千克；年产新鲜牛粪 $9.78 \times 10^7$ 千克，按70%的利用系数及20%的干物质含量计，折干物质量为 $13.69 \times 10^6$ 千克。

当地的人粪尿主要施于自留蔬菜地，实际用于大田的数量不多。草木灰等在焚烧过程中碳已损失殆尽，其他如塘泥，土杂肥等用量不多，含碳量也较低，因此，在统计时可忽略不计。

1990年余江县早稻总产 $74.2 \times 10^6$ 千克。双季晚稻 $82.2 \times 10^6$ 千克。一季晚稻 $3.53 \times 10^6$ 千克。根据太湖地区的研究结果估算，每年早稻根茬总量为 $20.41 \times 10^6$ 千克。晚稻根茬为 $35.01 \times 10^6$ 千克。

油菜、大豆等根茬及落叶总量为 $6.1 \times 10^6$ 千克；其他作物所占比例很小，如薯类、花生等藤本作物，在收获时通常是连根拔走作饲料；一些高秆作物的根在耕作时也被刨除，所以它们不计算在内。

**作物残茬与还田的秸秆：**1990年余江县秸秆总量为 $124.27 \times 10^6$ 千克，按当地农村的习惯，早稻秸秆约有60%直接还田，约为 $26.61 \times 10^6$ 千克。其余秸秆部分用作燃料，部分用作饲料及垫圈材料。据估算，每头牛每年食用400千克秸秆，剩下部分全部作为垫圈材料，其量为 $49.7 \times 10^6$ 千克，按70%可返回大田计，则为 $34.80 \times 10^6$ 千克。

**绿肥：**1990年余江县绿肥播种面积为 $14.4 \times 10^3$ 公顷，占耕地面积的49.3%。产鲜草约 $3.6 \times 10^8$ 千克，折合干物质为 $41.84 \times 10^6$ 千克。

**种子：**包括水稻及其他作物种子，约合干物质量 $3.39 \times 10^6$ 千克。

余江县耕地中有机质的主要来源及数量详见表13。

表13 余江县耕地土壤有机质的主要来源及数量

来源	干物质量 ( $\times 10^6$ 千克)	有机碳量 ( $\times 10^6$ 千克)	年形成的土壤有机质量	
			( $\times 10^6$ 千克)	占总量%
有机肥				
猪粪	7.42	2.75	1.81	3.53
牛粪	13.69	5.52	2.81	8.40
垫圈秸秆	34.80	15.12	6.27	18.73
作物根茬	55.42	19.38	10.42	31.13
直接还田秸秆	26.61	11.47	4.75	14.19
绿肥	41.84	18.52	7.41	22.14
种子	3.39	1.51	0.63	1.88
总计	183.17	74.27	33.47	100.00

2) 矿化量 田间测定的结果表明, 水田土壤氮的表现矿化率为 $3.61\%^{[7]}$ , 扣除水稻的非共生固氮量(约占吸收总氮量为20%), 则有机氮的矿化率为2.89%。有关旱地土壤的氮素矿化率的报道很少, 若根据相近有机质含量的水田土壤的测定值推算, 其有机氮矿化率约为2.37%。

1990年余江县水田面积为 $2.37 \times 10^4$ 公顷, 旱地面积为 $4.19 \times 10^3$ 公顷, 则土壤有机质的年矿化量分别为 $40.46 \times 10^6$ 千克和 $3.9 \times 10^6$ 千克。

3) 平衡状况 从上述可见, 全县土壤有机质是入不敷出(表14)的, 平均每公顷亏缺约163.35千克有机质(如以稻草补充, 则需1500千克左右)。但是, 不同肥力水平的土壤, 其有机质的平衡状况各有不同(表14), 对于高产稻田(年公顷产7500千克以上), 一般离村庄较近, 常年施肥水平较高, 有机质基本能达到平衡。但这类土壤如果不种植绿肥, 又不施用其他有机肥, 其有机质含量也会很快降低。试验结果表明, 第一年可下降10.4%。而对于低产田(年公顷产4500千克以下), 因其施肥水平低, 特别是有机肥用量较少, 作物残茬的归还量也不多。这类土壤每公顷必须增施2625千克秸秆或者种植绿肥(鲜草量必须达到1000千克以上), 方能使土壤有机质维持在低水平的平衡点上, 否则有机质含量难以提高。

表14 余江县耕地有机质的平衡状况

项目	有杨南( $\times 10^5$ 千克)
年形成的土壤有机质量	33.47
土壤有机质的年矿化量	44.36
亏缺	10.89

表15 余江县不同肥力水平耕地的有机质平衡状况

肥力水平	年有机质投入量 (千克/公顷)	土壤有机质的年矿化量 (千克/公顷)	盈亏 (千克/公顷)
高产田	有机肥 826.5		
	作物根茬 492.0		
	秸秆还田 306.0	1993.5	46.5
	绿肥 364.5		
低产田	种子 51.0		
	作物根 286.5		
	秸秆还田 204.0	978.0	-436.5
	种子 51.0		

旱地土壤有机质的亏缺更为严重, 特别是侵蚀严重的旱地土壤, 每亩亏缺多达30千克以上。

## (2) 养分平衡状况<sup>[19]</sup>

### 1) 主要来源 包括化学肥料、有机肥和秸秆还田。

化学肥料: 根据余江县农业局统计, 1990年全县农田共施用: N:  $5.89 \times 10^3$ 吨、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>:  $1.05 \times 10^3$ 吨、K<sub>2</sub>O:  $1.86 \times 10^3$ 吨。另外有复合肥 $7.49 \times 10^3$ 吨, 以多数复合肥8—8—4计算, 故1990年实际施用化肥为N:  $5.89 \times 10^3$ 吨、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>:  $1.11 \times 10^3$ 吨、K<sub>2</sub>O: 2616

$\times 10^3$  吨。

根据一般情况，化学氮肥会有一部分损失而离开农田。化学氮肥中有相当数量是碳铵，其次是尿素，按损失 30% 计，则实际可以作为氮素收入的为  $4.12 \times 10^3$  吨。

有机肥料：有机肥料也是余江主要的养分来源，但其数量很难估计准确，这是因为同一家畜所产厩肥数量、养分含量都是不同的，加上可能有一部分在积制贮存和施用中损失，这一损失比重也很难精确估计。但是，我们根据所了解的实际情况，给予一个平均数。

在有机肥中，主要是猪粪、牛粪和秸秆。按 1990 年计，猪粪提供 N: 386.80 吨、 $P_2O_5$ : 196.68 吨、 $K_2O$ : 384.80 吨。牛粪提供 N: 259.28 吨、 $P_2O_5$ : 121.00 吨、 $K_2O$ : 299.62 吨。秸秆提供养分：N:  $2.17 \times 10^2$  吨、 $P_2O_5$ :  $1.1 \times 10^2$  吨、 $K_2O$ :  $5.6 \times 10^2$  吨。

当地有相当大面积的绿肥，其中水田主要是紫云英，旱地多种萝卜菜。我们认为，在计算农田养分时，只应计算豆科绿肥固氮部分，其他的养分仍然是农田本身提供，不应计入收入中。

其他来源：这主要包括种子、雨水和灌溉水带入的养分等。根据不多的资料，灌溉水中带入的养分大体和渗漏水带走的养分相当，故我们未将这两部分养分作为收入和支出看待。养分来源的各项数字列于表 16。

表 16 余江县农田养分来源 (1990)

来源	全氮		全磷		全钾	
	( $10^3$ 吨)	%	( $10^3$ 吨)	%	( $10^3$ 吨)	%
化肥	4.12	75.60	1.11	68.94	2.16	59.34
猪粪	0.39		0.20		0.38	
牛粪	0.26		0.12		0.30	
稻草还田	0.22	20.00	0.11	27.96	0.56	35.99
人粪尿	0.11		0.02		0.07	
豆科绿肥	0.11		—		—	
种子	0.06		0.04		0.06	
雨水	0.18	4.40	0.01	3.10	0.11	4.67
总计	5.45	100.00	1.61		3.64	

表 16 可见，在养分来源总量中，化肥氮占 75.60%，磷占 68.94%，钾占 59.34%。有机肥氮占 20.00%，磷 27.96%，钾占 35.99%。可以看出，有机肥在农田钾素供应上，占有重要地位。

从养分供应的绝对量看 ( $N + P_2O_5 + K_2O$ )、化肥为  $39.82 \times 10^3$  吨，占 69.06%，有机肥为  $2.85 \times 10^3$  吨，占 26.65%，其它来源为  $0.46 \times 10^3$  吨，占 4.20%。

2) 养分消耗量 余江县以栽培水稻为主，也有部分花生、油菜和茶叶、柑桔等油料，经济作物与果树。这些是红壤养分的主要消耗者，现概算分述如下：

1990 年水稻总产  $160 \times 10^3$  吨。按每吨稻谷吸收 N: 26kg、 $P_2O_5$ : 9kg、 $K_2O$ : 25kg 计，共需消耗 N:  $4.16 \times 10^3$  吨、 $P_2O_5$ :  $1.44 \times 10^3$  吨、 $K_2O$ :  $4.00 \times 10^3$  吨。

1990 年油料作物主要是油菜、花生、芝麻等，共消耗 N 素  $0.16 \times 10^3$  吨、 $P_2O_5$ :  $0.11 \times 10^3$  吨、 $K_2O$ :  $0.16 \times 10^3$  吨。

1990 年茶叶、果树（主要是柑桔）消耗土壤的养分大致是：N:  $0.06 \times 10^3$  吨、 $P_2O_5$ :  $0.05 \times 10^3$  吨、 $K_2O$ :  $0.1 \times 10^3$  吨。

上述三大类作物共消耗养分是 N:  $4.38 \times 10^3$  吨、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>:  $1.6 \times 10^3$  吨、K<sub>2</sub>O:  $4.26 \times 10^3$  吨。各类作物消耗养分中的比例见表 17。

表 17 余江县主要作物的养分消耗量 (1990)

作物	全氮		全磷		全钾	
	(10 <sup>3</sup> 吨)	%	(10 <sup>3</sup> 吨)	%	(10 <sup>3</sup> 吨)	%
粮食作物	4.16	95.0	1.44	90.0	4.00	94.0
油料作物	0.16	3.7	0.11	6.9	0.16	3.8
经济作物果树	0.06	1.3	0.05	3.1	0.10	2.2
总消耗	4.38	100.0	1.60	100.0	4.26	100.0

3) 平衡状况 表 18 可见，余江县农田的氮素有盈余，磷素基本平衡，钾则明显亏缺。由于当地人类尿很少归还大田。猪厩肥的相当部分也不回归大田，所以这种盈余包含了有机肥中氮的可能损失，可见这样的盈余是不稳定的。而钾素的亏缺，在一些地区（无稻草还田的地区）可能比上述数字还大。

表 18 余江县农田养分平衡现状 (1990) (10<sup>3</sup> 吨)

项目	全氮	全磷	全钾
养分收入 (1)	5.45	1.61	3.64
养分消耗 (2)	4.38	1.60	4.26
盈亏	+1.07	+0.01	-0.62
(1) / (2)	1.24	1.01	0.85

## 2. 养分循环

### (1) 红壤耕地循环的基本途径

图 2 可见，余江县红壤耕地养分的进入系统比较简单，只有化肥施入和降雨及生物固氮。在降雨收入中，主要是氮、钾素。据测定计算，耕种红壤从雨水得到的氮素达  $0.18 \times 10^3$  吨，约占总氮素来源的 3.3%。钾素  $0.11 \times 10^3$  吨，约 3.0%，磷很少，仅  $0.005 \times 10^3$  吨，占 0.4%。

生物固氮主要是依靠豆科绿肥，估计每年纯固氮量在  $1.6 \times 10^2$  吨左右，而在水田中可能发生的自生固氮尚未计在收入项目之中。

养分的损失途径却是多方面的，这就是为什么纯粹的“有机农业”不可能在大范围内长期存在的根本原因。下面简单叙述一下养分的损失途径：

1) 氮素的挥发损失 氮肥挥发损失主要包括反硝化损失和氨态氮的挥发损失。比如，我国南方碳铵的损失量可达 37—68%，尿素可达 30—45%，硫酸铵可达 21—36%。我们在计算氮肥损失时，均按 30% 计。这是因为当地使用尿素的比重较大，而尿素的损失量大多低于碳铵。其他氮肥如复合肥中的氮素损失也较低。

2) 养分淋失 有限的测定结果表明，在大面积稻田中，每公顷淋失的氮素大概在 4.5—6.0kg/公顷，而随灌溉水进入稻田的氮素大概也在 4.5—6.0kg/公顷，少数可以高达 27.0kg/公顷。考虑到农田有一部分径流损失，所以我们把渗漏量中的养分（主要是氮）和径流中损失的量算作和灌溉水中带入的养分大体相等。而不计到收入的支出项中。

磷在渗漏水和灌溉水中都是很少的，但钾的含量不可忽视。据测定，随灌溉水进入农田的钾 (K<sub>2</sub>O) 有 3.0—13.5kg/公顷，而渗漏水中含钾量在 6.0—10.5kg/公顷。粗略地说，

也可以认为大体相当。

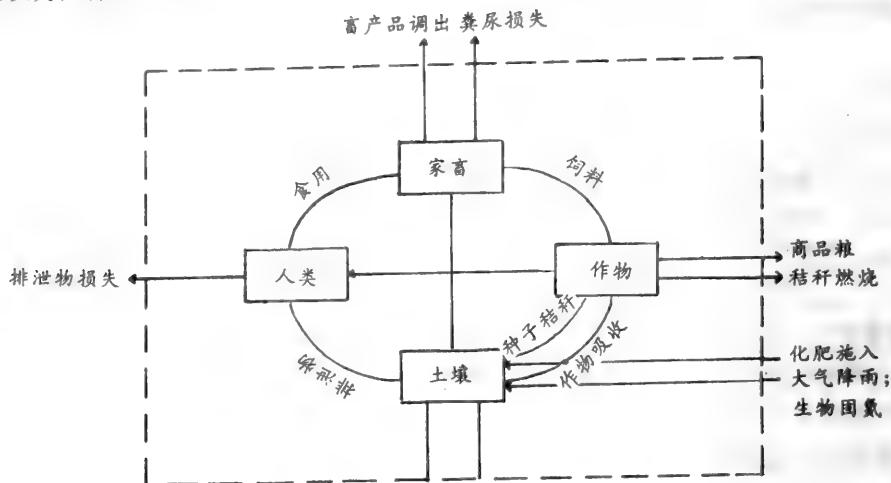


图2 红壤(农田)生态系统的养分循环

3) 人畜粪尿中养分的损失 包括两种损失：一是人畜粪尿不可能100%利用，应该有一个利用系数；二是即使用于大田的这一部分，也因在贮存、运输、施用过程中，氮素养分有所损失。由于没有实地研究数据，有关报道也少见，粗略估计人粪尿的利用系数为0.6，家畜粪尿为0.7。

4) 粮食、秸秆的养分损失 余江县是商品粮基地，外销粮食比重较大，农作物秸秆中，有秸秆总量的1/3—1/4用作燃料。秸秆中的氮素全部损失，磷钾也有部分损失。

## (2) 养分再循环

在红壤生态系统中养分再循环的比重，是衡量“持久农业”水平的指标之一。这不仅是为农业再生产提供养分来源，更重要的是避免所谓“石油农业”（高能源投入）的对环境不利的一面。

耕地红壤农田的养分再循环，通常用有机肥料形态返还农田的养分量占养分总消耗量的%表示。表19列出了余江县1990年农田养分再循环的数字。结果说明：余江县农田生态系统中，氮素再循环达到24.9%，磷28.1%，钾30.8%。从这些数字中，可以得出以下几点认识：

表19 余江县农田养分再循环

养分	养分总消耗( $10^3$ 吨)	有机肥返还( $10^3$ 吨)	再循环(%)
N	4.38	1.09	24.9
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	1.60	0.45	28.1
K <sub>2</sub> O	4.26	1.31	30.8
总量	11.24	2.85	25.4

1、氮素再循环潜力还很大，关键在于科学的积制和施用有机肥，尽可能减少损失。其中特别注意猪、牛厩肥的合理利用，因为这两项氮素占有机肥返还氮素的60%。

2、磷的再循环已达到一定水平，但仍需要重视对猪、牛厩肥的利用。

3) 钾的再循环水平虽已达30.8%，但仍需大量化学钾肥来补充约70%钾的损失。

综上所述，红壤垦用后，大部分农作物的养分再循环率为25—30%。土壤侵蚀及其耕作过程中养分平衡赤字加剧了土壤肥力衰减过程，特别是氮和钾素，以致土壤肥力不断下降。据目前红壤区面上调查，大部分红壤耕地保肥性能低，缺乏有机质、粘重板结，几乎70%缺氮，60%的水田和100%的旱地缺磷；58%的缺钾，中低产田地约占现有耕地的2/3。

### 2.3 土壤酸化<sup>[14.1]</sup>

众所周知，红壤形成的主导成土作用是脱硅富铝化，这本身就是一种酸化过程，使红壤普遍具有酸性至强酸性反应。不过这种酸化过程较为缓慢，近代由于酸雨和有机酸，大大加速了红壤酸化进程，进而对作物生长和红壤整个生态系统产生了一系酸化影响。

#### 1. 红壤酸化因素

通常认为，自然条件下红壤的酸化有四个原因：一是土壤中的硝化过程产生硝态氮；二是大气中的酸性沉降物；三是针叶树分泌酸性物或植物残体产生有机酸；四是土壤中的微生物活动产生CO<sub>2</sub>。事实上，自然条件下的淋溶和土壤侵蚀作用也会引起土壤酸化，但其酸化作用极其缓慢。当红壤的pH值低于5时，碳酸根对土壤的酸度无显著影响。硝酸根可为自然界的某些植物吸收。因此，在自然条件下，影响红壤酸化的主要因素是有机酸和酸性沉降物。

据中国环境监测总站1982—1986年报告，江西南昌地区是我国的两个酸雨中心之一，雨水pH值4.5—5.0，最低值为3.2，酸雨频率80%以上。酸性沉降物的主要阴离子是硫酸根，它在酸雨对红壤性质的影响中起着重要作用。红壤所含的大量铁铝化合物能吸附硫酸根。又能通过配位交换将其表面的一部分羟基释放出来，使之不易从土壤中淋去，从而改变了胶体表面电荷性质。

此外，红壤垦种水稻后，由于灌溉使红壤中残存的盐基性离子淋溶速度加快，从而加速土壤酸化过程。在淹水期间，水稻土中的还原条件发展，土壤中的许多物质发生还原作用，消耗氢离子，例如： $\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{H}^+ + 2\text{Fe}^{2+} \rightarrow 2\text{Fe}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O}$ 使土壤的pH升高。因此，在淹水期间某些水稻土的pH值可以高达6—7。一般来说，对水稻不致直接产生酸害。但是，由于这种还原作用所产生的亚铁、亚锰离子与土壤胶体的结合能力比钾、铵、钙、镁等离子强得多，它们可以置换这些被土壤吸附的盐基性离子，从而使之容易淋失。当水稻田排干时，大量亚铁离子又被氧化，由此反应而产生的氢离子占据土壤胶体上的负电荷点。氢离子可腐蚀土壤矿物，同时释放出铝离子。因此，在自然条件下，水稻土的淹水—排干过程中可以加速土壤的酸化。

某些农业生产措施也会引起土壤酸化。例如当尿素或铵态氮施入土壤中时，其在土壤中转化为硝态氮，从而引起土壤酸化。有人报导，对一种pH为5.6的土壤，每年施入112公斤氮/公顷的硝酸铵或硫酸铵，则10年以后该土壤的pH值分别下降至4.7和3.9。

应该指出的是，由于红壤粘土矿物组成以1:1的高岭土为主，阳离子交换量低（5—15me/100g土）；盐基饱和度<25%，在土壤胶体缓冲曲线上位于较弱范围；有机质量少，与之相应的有机部分对缓冲容量的贡献也较小，使红壤对酸的缓冲能力较弱，在输入相同量酸的情况下，相对更易酸化。

#### 2. 酸化毒害机制

红壤酸化对土壤性质的影响是多方面的，其中对土壤化学性质的影响尤为明显。可以说，没有哪一种土壤化学性质能象酸碱性质那样对红壤的其它性质产生这么广泛而深刻的影响。

响。红壤酸化对作物生长和生态环境的影响主要不在于降低土壤 pH 这个表面现象，而在于它所引起的一系列直接的和间接的后果。

随着土壤酸化，不断向土壤中输入带正电荷的氢离子，它可以被吸收到红壤胶体的表面上，从而使红壤胶体所带的负电荷减少，正电荷增多。当 pH 降低到一定程度时，红壤对离子的吸附能力发生明显变化，不仅减少了对钾、铵、钙、镁等养分离子的吸附量，而且因其与土壤结合力的削弱，降低了吸附的牢固程度，使这些离子易于随渗漏水流失。同时，酸化增加了铝等多价离子活性而使磷、硫等含氧酸阴离子活性降低。这样，某些毒害性阴离子的毒性增加，而营养性阴离子的有效性减弱。

随着土壤酸化，氢质土壤可以自发地转化为铝质土壤，使土壤中的铝离子增多。因为铝离子是多价离子，它与红壤胶体的结合能力特别强，氢很易从红壤胶体的负电荷点上取代盐基性离子，使它们进入土壤溶液遭受淋失，红壤的保肥能力也随之而降低。所以红壤中的大量铝离子既是土壤遭受强烈淋溶，引起酸化的一个直接后果。反过来，它又使这类土壤溶液中的铝离子增加至一定程度以后，即产生铝毒。植物因受铝毒而生长不良，从而降低农产品的产量和质量。长期食用酸化土壤上长的粮食和蔬菜等，也可能对人体健康产生不利影响，应该引起充分的注意。

土壤酸化也可以影响土壤中微生物的活动。一般说来，当土壤酸度增大时，许多对植物生长有重要作用的微生物都会受到抑制，但受抑制的程度则因土壤类型而异。由酸雨引起土壤酸化的地区，森林土壤中有机质的分解会显著地减弱。在酸性土壤中，硝化作用的速度要比在中性土壤中低。一般说来，在 pH 5 时，硝酸盐的形成明显减慢。当 pH 低于 4.0 时，硝化作用则完全停止。当 pH 较低时， $N_2O$  的还原受到抑制，因此反硝化的最终产物主要是  $N_2O$ 。大气中  $N_2O$  浓度的增加将影响  $O_3$  的平衡，从而对环境生态产生重大影响。

红壤酸性的另一个影响是引起水体（塘库、湖泊、河流）酸化。因由酸沉降而来的酸只有不足 1/4 被一米厚的土层所缓冲，其余都随地表径流流入周围的水体或进入土中渗漏水或地下水。

### 3. 红壤退化的防治对策

上述情况表明：由侵蚀、酸化、肥力衰减引起的红壤及其生态系统退化，主要原因归咎于人为不合理地利用。防治的关键在于改造生境条件，因地制宜；优化农业生态模式，充分发挥潜在优势；寓治于用，用养结合，促进整个生态系统的农、林、牧、果、渔良性循环。

#### 3.1 改造生境条件，稳定水热状况<sup>[16]</sup>

##### 1. 植树造林

低丘红壤上营造护田林或实行混农林业，对于调节农田小气候，防止局部地形变化而产生的地形风以及解决能源，美化环境都有重要的作用。营造护田林首先要因地制宜在丘顶、岗背、山脊、风口配置防护作用强的永久性林带。其次，林带要与农作保持一定距离，不与作物争光、争水、争肥，在树种选择上要注意树冠不宜过大，过高，要抗逆力强，生长快。三是农林混合，互相促进，一林多用，以林促农。表 20 可见，花生，林木间作较其单作地段既增加了土壤水分，养分和光能利用率，又有利地缓冲地面水热状况。

##### 2. 灌蓄节水

###### (1) 引水灌溉

引水灌溉是旱季稳定土壤水势状况的重要措施。据江西资料，甘薯旱季灌溉，块根增产81.34—118.24%，茎叶增长41.95—100.66%。同时，灌溉可使0—15厘米土层地温降低5—6℃，显示出良好的稳温效果。

表 20 农林混作的水肥效应

项目 间混方式	水份				养分				经济效益 (元/公顷)
	0.36持水性 克/千克	有效水 克/千克	流失量 千克/公顷	全氮 克/千克	全磷 克/千克	全钾 克/千克	有机质 克/千克	流失量 千克/公顷	
林木+花生	307	63	—	0.63	0.71	19.80	12.50	—	7750
林木	248	48	—	0.43	0.65	11.80	8.10	—	3000
花生	259	52	—	0.52	0.65	13.80	10.80	—	6000
马尾松	246	61	7179	0.63	0.63	15.60	10.40	100.9	
荒地	209	48	9630	0.57	0.60	11.80	7.50	73.3	
马尾松	246	61	7179	0.63	0.63	15.60	10.40	100.9	
阔叶林	265	86	6431	0.67	0.68	16.50	11.80	71.3	

丘陵红壤区蓄、引、提三结合，通常有以下四种解决方式<sup>[2]</sup>：一是山前丘岗，依山傍丘，可利用渗水源层栏蓄，修建山塘水库；二是盆地中波浪起伏的馒头形丘岗，只能利用岗间洼地逢沟筑坝或河旁提水灌溉。三是地势平缓连片的滨湖、河旁丘岗阶地，既可提水上田，也能在其上游筑坝建库，引水自流灌溉。四是远离水源的丘岗，打土井（直径1—2米，深7—10米）提水灌溉，缓解干旱缺水矛盾。

## (2) 覆盖保墒

地面覆盖是简单易行，行之有效的保墒办法，可减少蒸发，增施有机肥，促进土壤结构化，力争滴水归田。覆盖包括残茬覆盖、秸秆覆盖、活体覆盖以及地膜覆盖等。据中科院红壤生态站和江西省红壤所田间定位试验。在同样条件下，覆盖比对照增产玉米16—20%；

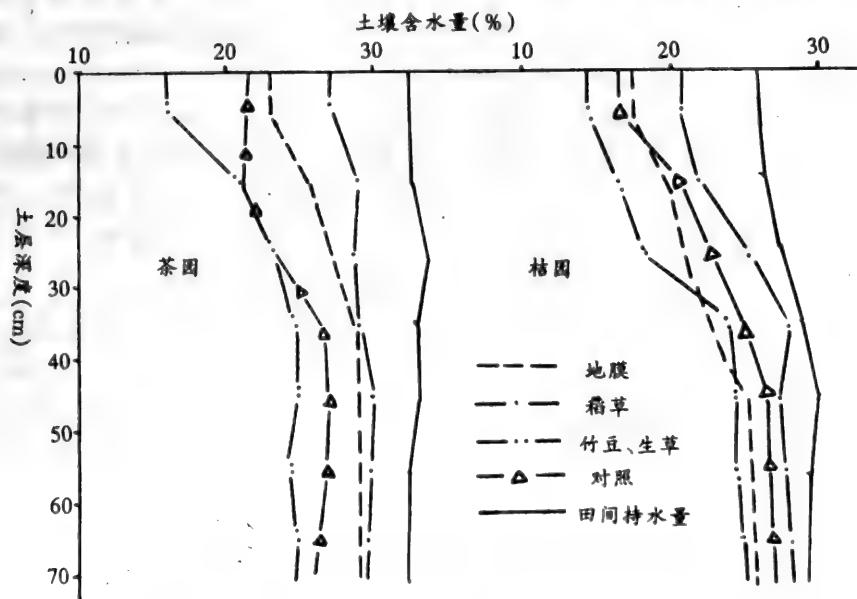


图 3 不同覆盖物对幼茶、柑桔土壤水分的影响

花生38.2%。茶叶叶芽头数增加3.4—7.8个/0.1m<sup>2</sup>，柑桔增产6.8—14.5公斤/株。但不同

覆盖物保水效果是稻草>地膜>活体覆盖>对照<sup>[15]</sup> (图 3)。活体覆盖(竹豆和生草)在干旱严重时,存在着与茶、果争水争肥的矛盾。地膜覆盖在前期可防渍保温,中后期则阻隔接纳降雨和不便追肥,效果相对较差。

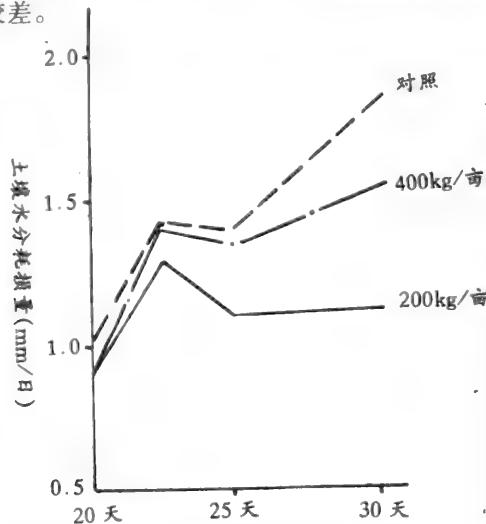


图4 “油菜秆” 覆盖花生地水分耗损曲线

图 4 表明了在花生地上覆盖油菜秆 400kg 和 200kg 的水分耗损差异。在雨季结束 30 天后, 0—50cm 土层耗水总量, 对照地是亩盖 400kg 的 2 倍; 200kg 的 1.3 倍, 而 200kg 又是 400kg 的 1.5 倍。

### (3) 坑洞沟蓄水

包括小洞深蓄（简称洞蓄）、坑膜蓄灌（简称坑灌）<sup>[17]</sup>和等高截水沟（简称等高沟）。洞蓄即沿柑桔树冠滴水圈用洛阳铲打小洞（直径6—7厘米）8—10个。洞深40厘米左右，接纳地表径流，旱季即用干草填堵塞洞口，防止蒸发。坑灌是在桔树行间隔行挖坑，每两树共一坑，大小一米见方或长方形、深1米，容积1m<sup>3</sup>。再以大小和形状相同的塑料袋（膜厚0.1毫米以上）套入坑内，贮积降水和地表径流。蓄满水后（约1000公斤）用薄膜盖口防止蒸发。等高沟即在等高间距种植的茶果园内，开挖宽0.8—1米、深0.8米的等高截流沟。三种试验结果表明：均能增蓄土壤水量2.8—5.0%，减缓旱情2—4天（表21）。尤其是坑膜贮水浇灌，每坑贮水1—1.2方。可保2—4棵柑桔树在一般旱年不致受旱。

表 21 旱季坑膜蓄灌与对照土壤含水量(多点平均)

### 3. 修筑梯田

坡地修梯田是改良红壤坡地水分条件与养分状况最彻底的办法。它使地表处于相对等高的状态，消除引起水土冲蚀的外因，保持地面上下水热动态的稳匀化，达到保水、保土、保肥的目的。据江西省红壤研究所在红壤丘陵缓坡地测定的结果证明，一次60—80毫米的降雨，水平梯田基本保蓄了水分，未发生地表径流，不水平的梯田可保蓄70%左右，而坡耕地仅保蓄40—50%。三者作物产量的比率分别为100%，70—90%，60—75%。

在修作梯田时应特别强调因地制宜，合理规划。便于机耕，运输和排灌，有利于水土保持，梯田面宽应根据地形，坡度和土层厚度而定。一般要注意保留表土，创造深厚、疏松、均一的耕作层。

### 3.2 综合开发利用，优化农业模式

导致红壤退化有天、地、人、物各方面的因素，在防治上也必须有整体观念，因地制宜作好山、水、田、林、路的全面规划和农、林、牧、副、渔的综合开发利用，一个地区，一个小流域地加以全面改造。把改造生产条件，改变自然面貌，改良土壤性质与采取多种农业措施，建立二高一优农业（高产优质高效）统一起来，寓治于用，才能达到持续发展的目的。

#### 1. 立体开发模式

据中科院红壤站在红壤典型地段的定位监测（表22），低丘红壤按水土流失状况，可分为流失段、过渡段和积累段。从坡上到坡下，土层厚度增加0.5—2米；有机质含量提高2—4克/千克；地表温度下降1—4℃，土壤水势降低5.2—12.6千帕。这为因地制宜种植，提供了土壤依据。即在丘顶的土壤薄、旱、瘦，应以种植抗逆性强、保水土的林、草为主，包括用材林、薪炭林和水保林、灌、草；丘底的土壤厚、肥、润，宜种需土壤条件好的水稻、蔬菜；中部则是过渡段，主要发展经济作物、果树，这是低丘红壤区最具发展潜力的部分。再加之丘间塘库养鱼和放养珍珠，从而形成“顶林、腰果、谷农、塘养”的优化模式<sup>[5]</sup>。

在丘陵不同地段或坡位上，实行立体布局的同时，同一坡位上，也可以实行间、混、套作，使高矮不同，所需营养不同或生育期不同的作物形成人工群落，以充分利用光热资源。具体地说，林果（幼林期）间可以利用猪场充足的肥水条件，间套高产优质的青饲料（白三叶、黑麦草等）和胡枝子等，薪炭林可发展松、栎、桉、木荷、刺槐等针阔混林，促进林木丰产。

与丘陵立体种植同时，丘腰还可建造猪舍，实行种养结合。以林草枝叶、饲草、花生藤作为猪饲料、填圈料、食用菌栽培与沼气发酵的材料，猪粪与沼液流入塘内作为放养珍珠与鱼的饵料，使水质由微酸性贫脊型变为中性至微碱性营养型，初级生物量逐年递增，从而构成物质多层次利用的链式良性循环（图5）。在水塘粪尿负荷界值范围内，鱼产量与猪粪输入量呈正相关。1992年比投粪前的1987年增加了6.6倍。

#### 2. 田块多层配置

为了充分利用土地和水热资源，许多地方和家庭在果、茶、桑等经济林，经济作物行间套种粮、油、蔬菜、绿肥和藤本、草本水果（草莓、葡萄等），这不仅增加地面覆盖，保持水土，稳定水热动态，还可充分利用红壤区旺盛的生物积累，发展庭园经济，增加产量、收益，达到以短养长，用养结合的目的。例如，在土层较厚、土壤较肥沃的茶园，可发展茶、

粮、油间作，即在茶树行间间作花生、黄豆、甘薯、油菜等粮油作物；在水肥条件较差的红壤上，可选择耐酸、耐瘦、耐旱的绿肥品种。如肥田萝卜、猪屎豆、印度豇豆、紫云英等，实行茶肥间作。余江县刘家站星殖场，在茶树行间连种四季绿肥，使红壤有机质含量由0.64%提高到1.21%，轮种8年后，提高到2.1%，茶树的树冠和树高都相应增加。

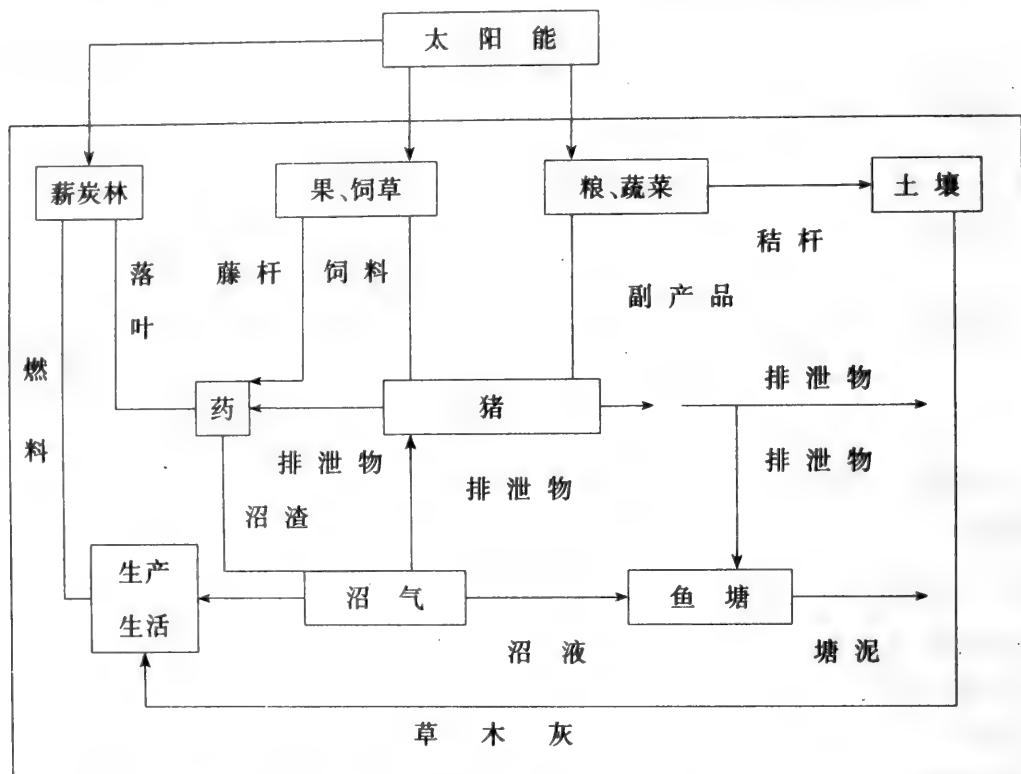


图 5 种养结合多层利用的链式循环

### 3.3 加大物质投入、改善红壤质地

红壤土性不良，包括蚀、瘦、酸、粘、板等是红壤胶体品质差、活性弱的一种表现。反映在红壤的生理机能和农业性状上，则是抗逆性、缓冲力差、宜种、宜肥性窄等。因此，加大物质投入的主要目的在于改善胶体品质，把瘦红土变为肥土，不断提高土壤调节和供应热、水、气、肥的能力。

#### 1. 多施有机肥

红壤低产的根本原因，是有机质少。大量施用有机肥，可以加速土壤有机质积累，改良红壤一系列不良性状，有机质经过微生物的分解和合成作用，形成深色的腐殖质。腐殖质与红壤中的矿质胶体结合，形成有机—无机复合胶体，促使以低硅矿质胶体为主的冷性土变为以复合胶体为主的生理性热性土。胶体品质的改变，从根本上改善了土壤对养分的吸收、贮存和供应性能。同时有机质的矿化也不断丰富了土壤营养物质，因此，随着有机质含量的增高，红壤养分状况和供肥能力显著好转（表23）。

表 22 不同坡位的红壤的理化性质

坡位 水土 状况	土层 厚度 (cm)	土壤水势(30cm)	土壤温度(℃)1989年						质地 (中国制) (cm)	土深度 (cm)	pH	机质		全氮 mg/kg	全磷 g/kg	水解氮 mg/kg	全钾 g/kg	有效磷 mg/kg	有效钾 mg/kg	交换量 (厘米尔 比/kg)	
			春 (3- 5月)	夏 (6- 8月)	秋 (9- 11月)	观测 深度 (cm)	春 (3- 5月)	夏 (6- 8月)	秋 (9- 11月)	冬 (12- 2月)		H <sub>2</sub> O	KCL								
流 失 段	75	21.5	50.3	35.5	0	19.6	34.5	23.2	10.2	0-20	砾质壤	4.91	3.99	11.60	0.558	0.68	12.15	180	6.8	88	13.02
丘顶 过 渡 段	150	-	-	-	0	19.5	31.8	21.9	9.4	0-20	粘壤	5.27	4.03	6.04	0.380	-	-	220	0.76	57	13.61
腰部 过渡 段					20	10.3	16.9	27.8	20.3	20-40	轻粘	5.19	3.97	5.20	0.369	-	-	200	0.76	79	16.47
坡 积 层 段	>200	16.3	37.7	29.9	0	18.5	30.2	20.7	9.6	0-20	轻粘	5.01	4.03	15.50	0.831	0.71	12.31	790	15.5	85	10.81
					20	9.7	16.8	20.6	11.5	20-40	轻粘	5.32	4.05	6.47	0.403	-	-	650	9.9	121	13.12

表 23 红壤有机质含量与养分状况的关系

采集地	熟化度	有机质 (克/千克)	全氮 (克/千克)	全磷 (克/千克)	代换性盐基总量 (厘摩尔/千克)	pH 值
南昌	荒地	3.10	0.3	0.4	2.89	4.5
	种植四年	16.10	0.9	0.5	4.79	4.3
进贤	荒地	9.90	0.80	0.10	1.47	5.0
	基本熟化	13.90	0.90	0.60	8.31	5.8
	强度熟化	16.90	1.00	0.80	11.39	6.4
刘家站	荒地	5.20	0.40	0.30	1.84	5.5
	种植五年	13.20	0.70	0.60	12.94	5.7

此外，随着有机质的增加，腐殖质逐步成为结构体的主要胶结物质，土粒表面包被的铁锰胶膜逐渐由有机—无机复合胶膜所代替。从而使耕层土壤的水稳定性团粒增加，土壤容重减轻，孔隙度发达（表 24）通透性能良好，缓和了热、水、气、肥之间的矛盾，为土壤和作物的正常生理协调，创造合适的环境条件。

表 24 红壤有机质含量与物理性状的关系

采集地	熟化度	有机质 (克/千克)	容重 (克/厘米 <sup>3</sup> )	孔隙度 (%)	土壤含水量 (%)
进贤	荒地	9.9	1.53	43	—
	基本熟化	13.9	1.40	46	—
	强度熟化	16.9	1.36	48	—
刘家站	荒地	5.2	1.55	42	—
	种植五年	18.2	1.03	60	—
南昌柏岗	荒地	3.1	—	—	16.3
	种植四年	16.1	—	—	21.

有机肥源主要包括种植绿肥、养猪积肥和秸秆还地三个方面：

### (1) 大种绿肥

绿肥是富含有机质和氮、磷、钾养分的完全肥料，特别是豆科绿肥，由于根瘤菌的固氮作用，体内氮素很丰富。同时，绝大多数绿肥作物吸肥能力很强，能将肥料中不能利用的养分吸收，从而使养分得到活化和集中。一般新鲜绿色体中含有有机质 10—15%，氮素 0.4—0.8%，磷素 0.1—0.2%，钾素 0.3—0.5%，因此，绿肥翻压后，不但能补充红壤的矿质营养，而且可以提高土壤有机质含量。群众说：“绿肥种三年，瘦田变肥田”。种植绿肥首先要选择适生、速生、抗逆力强、覆盖度大、产量和肥效都比较高的种类和品种。目前主要有肥田萝卜、蚕豆、苕子、紫云英；春夏季绿肥有豇豆、绿豆、猪屎豆、田菁。多年生绿肥有胡枝子、山毛豆、紫穗槐等。果、桑、茶园内间作绿肥，已成为各地“以园养园”的有效措

施。

### (2) 养猪积肥

猪厩肥的改土作用，主要表现在三个方面：一是富含有大量有机质和微生物，能显著改善土壤胶体品质；二是猪粪在冬季为热性肥，有丰富热能，能促进土壤微生物旺盛活动，在夏天是冷性肥，有降低土温的作用；三是含有充足的氮、磷、钾养分。但是猪粪的质量优劣与所喂饲料种类密切相关，以配合饲料油枯饼喂饲的不但营养丰富，而且其代谢性能远比用其他饲料喂养的猪粪为好。

### (3) 秸秆还地

秸秆中含有糖类、淀粉、纤维素、半纤维素、脂肪、树脂、木质素、含氮物和单宁等许多物质，经过微生物分解以后，可形成大量的活性有机质并释放出多种营养元素，特别是豆科作物秸秆，富含有机质氮素，肥效尤佳。

## 2. 合理施用化肥

低产红壤潜在养分含量低，供应作物生长的养分少，因此在大量施用有机肥料，改善土壤肥力的基础上，合理施用氮、磷、钾矿质肥料对于进一步改善红壤的供肥状况，提高作物产量，也有着重要意义。在开垦初期或尚处于初度熟化期，氮、磷效果都很显著，特别是磷肥，初垦红壤的肥效往往超过氮肥，地越瘦磷的肥效越大，这一情况，已为各地大面积生产和田间试验所反复证明。而磷肥的效果主要取决于土壤中有效磷的含量，红壤连年施用大量磷肥后，有效磷显著提高，同时由于土壤有机质的增加也减少了磷素的固定，使磷肥在土壤中移动性小，后效较高，故红壤熟化度提高，磷素有一定累积以后，继续大量施磷，在没有氮素的配合下，肥效又会逐渐降低。

红壤的氮素水平常因土壤有机质含量而定，开垦后，由于耕作频繁，加以外界高温多雨易于促进有机质腐解，如不及时补充有机肥料和化学氮肥，氮素含量相应降低。同时，作物从土壤中取走的氮素要比磷素多。从禾谷类作物中氮、磷比例看，氮素要大于磷素一倍，由于施磷，作物产量提高，又大大加速了氮素的消耗。因此，中度熟化的红壤施用磷肥与氮肥的肥效差异很小。此后，熟化度继续提高，氮素供应日趋紧张，氮肥的效应明显地大于磷肥。

钾肥肥效一般比氮、磷稍差，这是因为红壤中钾的淋失率较小。土壤含钾量相对较高。在江南丘陵地区，红泥土的含钾量1—2%左右，其中第四纪红粘土发育的红壤土为1.35%。红砂岩发育的红泥土为1.0%，在红壤开垦的初期，除甘薯、马铃薯、大豆、小麦、花生、玉米、烟草等需钾较多的作物对钾肥有较高的增产效果外，其他作物反应不明显，但是随着利用年限的增加，复种指数的提高，作物从土壤中吸取大量钾素，红壤中钾的供应水平逐渐降低，钾肥肥效渐趋显著。据江西省刘家站垦殖场农科所在红粘土和红砂岩发育的红壤上，连续多年进行的钾肥试验表明，钾肥无论对旱作物或水稻都有良好的增产效果，增产率一般都在10—12%，高的达30%。各种钾肥品种都有增产。一般认为窑灰钾肥、钾钙肥等矿质钾肥以作基肥较好，氯化钾、硫酸钾等化学钾肥，除可用作基肥外，也可作早期追肥。

红壤中钼、硼、锌、镁、铜等微量元素，虽然在酸性条件下可以提高其有效度，但由于受到强烈的淋溶，绝对含量低，施用微量元素肥一般都有较好的效果。特别是钼和硼对于大豆、花生、紫云英、油菜等增产显著。中科院红壤生态站和鹰潭市刘家站垦殖场在不同程度熟化红壤旱地上试验，早大豆用千分之一硼砂拌种，增产11.07%，早花生用千分之一钼酸

铵拌种增产 7—15%，油菜使用硼、钼肥增产 10—20%。

### 3. 施用石灰

红壤施石灰的好处主要是中和酸性，减轻活性铝为害，提高土温，增加钙素，因而能促进微生物繁殖，间接调节土壤养分状况，改善物理性质。在低丘红壤区的适宜施用量为 375—563 千克/公顷，效果最好的可使土壤 pH 增加 1 个单位。江西的试验资料表明，施用有机肥料配合施石灰可使花生增产 10%，大豆、水稻增产 10—20%。石灰后效较好，根据轮作换茬制度，选择适宜茬口施石灰是必要的。值得注意的是应该与有机肥配合施用，而且要掌握适量，否则可能引起土质板结。

### 3.4 合理轮作耕作、发挥潜在优势

实践证明，土壤的利用与改良是统一的，不可分割的。红壤开垦以后，选择适宜的作物，合理安排茬口，搞好田间耕作管理，保持均一植被等，不但产量可以提高，而且土壤肥力也可以不断改善。这主要是由于通过人们的合理种植、轮作等措施，改变了植被气候，使地面上下水热动态趋于稳、匀、足、适，为根系的生长、土壤微生物的活动和胶体活性的发挥创造了极为良好的条件。

同时，合理的轮、间、套、复种，可以充分利用红壤地区高温多雨气候条件，在提高产量过程中，将更多的太阳光能转化为作物茎秆、根系、籽实等有机物质，经过适当的农事活动，这些有机物质都会直接或间接的施入土壤，腐烂分解，为不断提高土壤肥力创造条件。特别在轮作复种中安排有豆科作物，效果更为优良。因此，合理利用红壤的过程也是改良红壤的过程。

#### 1. 因土种植

农作物都有自己的适宜的土壤，作物因土种植，不但产量较高，而且培肥改土效果也显著。在红壤的不同熟化阶段，选择最适宜的作物既有利于充分利用红壤的增产潜力，又有良好的养地效果，符合多快好省的原则。

新垦地肥力差，宜种性窄，在没有大量有机肥料和其他许多措施配合的情况下，只有少部分作物、绿肥和树种适合种植，通常称之为红壤上的先锋作物或先锋树种，它们是甘薯、木薯、花生、黑麦、小麦、马铃薯、油菜、芝麻等农作物，茶叶、油茶、油桐、桑、柿、柑桔、梨、桃等园林作物，肥田萝卜、豇豆、光叶紫花苕子、紫云英、猪屎豆、紫穗槐、胡枝子等绿肥牧草，白菜、子瓜、甘蓝、牛皮菜等蔬菜，以及马尾松、湿地松、苦楝、合欢、泡桐、桤木等林木。

必须指出，因土种植是相对而言的，因为红壤的熟化程度及其熟化的快慢，取决于人们所下工夫，如果在开垦初期能给予优厚的条件（如修筑水平梯田，大量施用有机肥，及时灌溉等），灌足作物生长发育的需要，显然就不存在所谓种植“先锋作物”了。红壤的酸害铝毒是最常见的障碍因素，如果选用耐酸及耐铝毒作物就可大大减少因纠正铝毒所需的投入<sup>[20]</sup>。此外，缺磷是又一个障碍因素，加上红壤又有很强的固磷能力，纠正其缺磷，常常需要相当大的投入。一般红壤的标准需要磷量为 100—500 微克磷/克土，这相当于 3600—18000 千克/公顷过磷酸钙。如果能先选择耐低磷能力的作物或者能较好利用难溶性磷的作物也就可以降低投入。

#### 2. 合理间作套种

低丘红壤地区历来有间作套种的习惯，近年来，不仅间套面积逐年扩大，形式也更加

丰富多采，增产越来越显著。对红壤改良利用来说，更重要的是通过间作套种，改进植物气候，稳定水热动态，促进作物与土壤之间的正常生理协调，夺取高产。

间作套种主要是在高温和多雨季节保持连续、多层次和均一的植被，缓冲地面上下水热状况的剧烈变化。表25、26可见，高粱、大豆间作的行间与二者单作的行间比较，温度日变幅小，热周期变幅也较小，绝对最高温度低5.5℃。同时地面大气相对湿度较大，日变幅较稳定，土壤含水量较高，间套作日平均湿度比单作高7—8%，日变幅小13—16%，耕层土壤含水量高1.7%左右。

表25 红壤旱地间套作与单作温度变幅情况

测定项目 间套形式	温度日变幅			热周期变幅			地表绝对 最高温度
	地表	5厘米处	10厘米处	地表	5厘米处	10厘米处	
休闲裸地	14.8	10.8	9.9	0.5	2.1	2.0	43.2
高粱单种行间	10.2	6.0	3.4	1.4	1.8	1.0	40.0
大豆单种行间	9.4	6.3	3.8	2.3	1.0	0.9	40.0
甘薯单种行间	9.0	4.8	2.6	0.6	0.9	0.8	38.3
高粱间大豆，大豆行间	6.3	3.6	2.1	1.5	1.0	0.8	35.0
高粱间大豆，高粱行间	6.8	5.8	2.9	0.7	1.2	0.8	34.0

表26 红壤旱地间套作与单作地面大气温度与土壤含水量变化状况 (单位：%)

测定时间 间套形式	休闲裸地	高粱	大豆	甘薯	高粱间	高粱间大豆 高粱行间	
		单种 行间	单种 行间	单种 行间	大豆 大豆行间		
6月 22日	8时	69	81	85	90	90	
	14时	49	49	59	47	67	
	20时	90	85	90	90	90	
	平均值	69	72	78	74	81	
	日变幅	41	36	31	43	13	
6月 23日	8时	66	69	77	85	90	
	14时	48	48	50	73	81	
	20时	85	81	85	47	62	
	平均值	68	66	71	67	85	
	日变幅	37	33	35	34	18	
6月 24日	8时	59	66	76	73	76	
	14时	48	48	52	49	64	
	20时	85	81	85	85	85	
	平均值	64	65	71	69	77	
	日变幅	37	33	33	36	15	
耕层土壤含水量		14.82	16.88	17.78	—	19.91	18.23

由于间套作的植物气候和地面上下水热动态相对稳定，为作物与土壤之间的正常生理谐调创造了良好的条件，因而增产很显著。同一研究资料表明，在全年施肥种类和用量等同和管理水平基本一致的情况下，凡采用间作，三熟以上的农田，公顷产都超过6000千克，二

熟连种的只有3390—5214千克，仅为三熟制的78—88%，间套作每亩纯收入增加30%左右。

### 3. 合理轮作换茬

合理的轮作换茬，是在一个年周期或一个轮作周期内解决作物与土壤之间的供需关系，不断提高土壤肥力，这在高温和多雨季节尤为重要，必须根据当地的气候特点安排好各季作物茬口，做到间作套种，茬茬扣紧。

新垦红壤土多采用花生—肥田萝卜（绿肥），甘薯—肥田萝卜（绿肥）一年一熟制，或花生—油菜（早熟种）一年两熟制。

初步熟化红泥土的轮作形式主要有：春、夏种甘薯、花生、芝麻等，秋冬种油菜、大萝卜、红花等的一年两熟制，或油菜—花生—荞麦一年三熟制。

### 4. 合理耕作深松

红壤旱地耕作层浅薄，不能满足作物根系的伸展及正常生长发育所需的良好环境和营养范围。进行合理深耕，目的在于创造一个深厚、均一、肥沃的耕作层。

雨后中耕、畦面盖草、表土埋草深耕松土等措施对于吸蓄雨水、减少蒸发、稳定水热动态有明显的作用。此外，在红壤坡耕地上，采用等高耕作、等高留茬、等高作畦以及选择耐旱作物、选用早熟品种、适当提早播种和推行合理密植等措施都是较为行之有效的抗旱保墒经验。

### 5. 旱地改水田

旱地改成水田后可以活化土壤有机质，使高价铁铝胶体还原，促进土壤养分的释放和结构的改善，因此水耕熟化是提高红壤肥力的一个重要途径。资料表明，红壤在水耕状态下比旱作熟化快，肥分高，增产幅度也相当明显。正如群众所说：旱地改水田一年抵三年。

旱改水增产的主要原因是：土地经过平整后可以进行人工灌溉，解除了干旱威胁，并能满足高产作物在夏秋高温季节的较高需水量，从而可充分利用夏秋充足的光、热因素达到高产；其次，解决了丘陵红壤的水、土、肥冲蚀问题，变“三跑”为“三保”；第三，有利于加速土壤培肥熟化，淹水条件下水热条件的变化相对稳定，施用有机肥料容易促成腐殖化，提高土壤的保肥供肥能力，胶体活性容易发挥，解决了亚热带气候条件与腐殖质积累之间的矛盾；第四，改变了红壤旱地宜种、宜肥、宜耕范围窄的缺陷，有利于水旱轮作，便于安排作物茬口。由于改田前旱地熟化程度不同，改田时又打乱了原有土层，故新改田肥力变化较复杂，但总的的趋势是有机质和养分含量增加，酸度和活性铝含量明显下降，代换性盐基总量上升，盐基饱和度提高（表27、28）。

表27 红泥土旱地改水田后土壤肥性变化情况

土壤	pH值	有机质 (g/kg)	全氮 (g/kg)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (g/kg)	速效磷 (mg/kg)	K <sub>2</sub> O (g/kg)	代换性钾 (厘摩尔/千克)	代换量 (厘摩尔/千克)
红壤老水田	6.2	23.11	1.727	1.562	73.78	7.969	0.226	7.84
改田八年	6.2	18.26	1.302	1.557	12.60	10.822	0.363	9.92
改田五年	5.3	11.80	1.148	0.964	11.15	8.320	0.248	6.93
改田二年	5.7	7.99	0.891	0.854	6.60	15.449	0.177	8.57

表 28 丰产试验田种稻前后的土壤主要性状

类别	土壤深度 (厘米)	有机质 (g/kg)	全量氮 (g/kg)	全量磷 (g/kg)	全量钾 (g/kg)	pH 值	代换性 酸总量 (cmol/kg)	代换性氢 (cmol/kg)	活性铝 (cmol/kg)	代换性盐 基总量 (cmol/kg)	盐基化 和度 (%)
种稻前	0—20	4.7	0.40	0.38	12.5	4.75	4.08	0.036	4.044	0.45	5.9
	20—40	3.1	0.39	0.38	12.6	4.70	4.29	0.036	4.254	0.45	5.8
	40—60	2.9	0.31	0.37	11.6	4.65	4.59	0.036	4.554	0.44	5.5
	60—80	2.5	0.30	0.39	11.7	4.60	4.83	0.023	4.807	0.40	5.1
	80—100	2.4	0.26	0.43	12.0	4.70	4.88	0.041	4.839	0.44	5.2
种稻后	0—13	0.41	0.037	0.052	—	—	4.95	1.16	0.027	1.133	3.52
	13—40	0.29	0.036	0.042	—	—	4.70	4.90	0.029	4.871	4.25
	40—60	0.29	0.035	0.043	—	—	4.65	5.66	0.054	5.606	0.14
	60—80	0.25	0.035	0.042	—	—	4.60	5.16	0.027	6.133	0.19
	80—100	0.24	0.032	0.042	—	—	4.60	3.19	0.020	6.17	0.33

总之，红壤退化的防治对策和其它退化的治理一样<sup>[18]</sup>，难在“成效”，贵亦在“成效”，所谓有成效就是在不断改善红壤生境的前提下，充分利用红壤地区资源优势，以最低限度的成本，开发利用红壤，改造退化生态系统，持续获得最高限度的经济效益；最大量的农、林、牧优质产品。

### 参 考 文 献

- [1]于天仁、张效年,1988,中国土壤的酸化问题,酸雨与农业,北京:中国林业出版社,78—84。
- [2]王明珠,1986,谈谈江西土壤资源的开发利用,长沙:农业现代经研究,4期,38—40。
- [3]王明珠,1992年,红壤生态站土壤生态环境质量评价,“红壤生态系统研究”第一集,北京:科学出版社,102—108。
- [4]王明珠,1993,红壤丘陵区生态环境退化及治理对策,“红壤生态系统研究”第二集,南昌:江西科技出版社,92—98。
- [5]王明珠,尹瑞龄等,1993,红丘红壤复合生态模式及其调控,“红壤生态系统研究”第二集,南昌:江西科技出版社,98—106。
- [6]史学正,1992,我国土地退化对环境的影响,土壤环境变化,北京:中国科学技术出版社,133—137。
- [7]江西省土地利用管理局,1991,江西土壤,北京:中国农业出版社。
- [8]红黄壤利用改良区划协作组,1985,中国红黄壤地区土壤利用改良区划,北京:农业出版社,1—30。
- [9]史德明,杨艳生,1990,土壤侵蚀与土地退化,中国土地退化防治研究,179—184。
- [10]李平安,陈绍荣,1993,余江的气候与农业,江西农业科技。
- [11]李忠佩,程励励,1993,江西省耕地的有机质平衡及瘦地红壤的有机质积累研究,“红壤生态系态研究”第二集,南昌:江西科技出版社,230—239。
- [12]杨艳生、史德明高,1993,侵蚀退化与劣地恢复,“红壤生态系统研究”第二集,南昌:江西科技出版社,283—361。
- [13]杨艳生,1990,我国南方主要侵蚀类型区及水土保持经验,中国土地退化防治研究,北京:中国科学技术出版社,189—193。
- [14]季国亮,1988,中国土壤的酸度和酸化问题,我国土地资源利用及其变化论文集,86—93。
- [15]张淑文,1987,丘陵红壤旱地覆盖保墒措施的研究,江西红壤研究第九辑,86—91。
- [16]侯光炯,高惠民主编,1982,中国农业土壤概论,北京:农业出版社,189—217。
- [17]贺湘逸等,1990,红壤抗御季节性干旱农业技术措施研究,南方红(黄)壤区域农业研究资料汇编(1986—1990),33—36。

- [18]赵其国等主编,1988,江西红壤,南昌:江西科学技术出版社,283—432。
- [19]鲁如坤,1992,江西省农田养分循环和平衡,“红壤生态系统研究”第一集,北京:科学出版社,27—33。
- [20]鲁如坤,1993,持久农业与红壤的开发利用,“红壤生态系统研究”第二集,南昌:江西科技出版社,8—14。
- [21]谢先德等,1987,农村生态环境质量指标体系初探,农村生态系统国际学术讨论会编文集,北京:中国环境科学出版社

## 7 中国温带森林退化生态系统及恢复途径

陈灵芝

(中国科学院植物研究所, 北京 100093)

中国的温带森林区域可以区分为寒温带针叶林区域, 中温带针叶、阔叶混交林区域及暖温带落叶阔叶林区域。不同的森林区域有其特有的代表性森林类型, 自然环境条件以及森林破坏后所形成的退化生态系统。在不同自然环境以及人类破坏方式及强度不同的情况下, 退化生态系统的演替过程及采取的恢复和重建途径有一定的差异。

中国温带可以分为寒温带、中温带和暖温带, 其中以寒温带气候最冷, 在中国寒温带的面积很小, 仅出现在大兴安岭北部的根河地区, 这是由于纬度偏北, 加上海拔较高所形成。年平均气温在0℃以下, 最冷月(1月)平均气温为-30℃以下, 生长期很短, 约3个月, 夏季(7月)平均气温在15-18℃, ≥10℃的年积温为1600℃以下, 年降水量400-500mm, 这是中国最寒冷地区。中温带的气候由于纬度偏南, 气候变暖, 分布范围较大, 从东北一直向西延伸到新疆。但作为中温带森林区域, 仅限于中国的东北地区。这一带季风影响较大, 年平均气温在0℃以上, 南部可达5℃, 1月平均气温为-14--24℃, 7月平均气温不到20℃, ≥10℃年积温1600-2600℃, 生长期4-5个月左右, 年降水量500-800mm。中国暖温带主要为黄淮海、渭河、汾河流域以及南疆地区。暖温带落叶阔叶林区域, 位于除南疆以外地区。年均温为9-14℃, 最冷月平均气温为-12--6℃, 最热月平均气温为24-28℃, ≥10℃的年积温3200-4500℃, 生长期长达5-7个月, 年降水量500-600mm<sup>[3,12]</sup>。

中国温带地貌类型复杂, 山地与平原相间分布, 丘陵面积最大, 山脉纵横, 山地走向大多为北东走向。如大兴安岭、长白山、千山、太行山、吕梁山、以及吉林、辽宁东部山地和山东山地。东西走向山脉主要有燕山山脉和秦岭<sup>[5]</sup>。

中国温带地区的北部为中国主要木材生产基地, 大面积森林均被采伐, 而平原地区已开辟为农田。中国的温带大面积均被退化生态系统所占据, 残存的仅在东北林区有小面积的原生老龄森林生态系统。而残存林中, 大多均在恢复过程中, 一般为中龄林及幼林。由于温带的气温及雨量的制约, 加上人为的强烈干扰, 退化生态系统的恢复和重建将是一个漫长的过程。

退化生态系统的恢复和重建必须以生态学为理论指导。生态学的各分支学科的深入研究, 将为退化生态系统的恢复与重建提供重要理论基础。种群生态学与群落生态学, 特别是天然群落结构组成及其演替规律的探讨, 主要物种的种群年龄结构, 分布格局, 繁殖特性, 将为恢复和重建的仿真模型提供基础。生态系统的恢复不仅是组成结构的恢复, 还必须恢复生态系统功能过程, 才能使生态系统得以自我维持。因此生态系统功能的研究具有重要意义。随着退化生态系统恢复与重建, 物种及种群将产生新的适应机制。生态系统的恢复重要目的是保持生物的多样性, 特别是保护的生物学研究, 将促进生态系统恢复与重建的进程,

而土地和生物资源的合理经营管理，对生态系统恢复与重建将产生深刻影响。因此，退化生态系统的恢复与重建，是一个十分复杂的过程。首先必须了解原生性的自然生态系统及其演替规律，它的生境特点，为退化生态系统的恢复，提供必要的资料。本文所指的原生性的自然生态系统是指与当地气候、土壤条件相对应的地带性自然生态系统，它们是没有受过严重干扰的自然生态系统或受过干扰后逐步恢复为原生性的自然生态系统，由于它们恢复年代不久，并未达成熟阶段。

## 1. 地带性自然生态系统

温带森林地区的自然生态系统，主要有寒温落叶针叶林，以兴安落叶松（*Larix gmelinii*）林、华北落叶松（*Larix principis-rupprechtii*）林和太白红杉（*Larix chinensis*）林为代表。寒温常绿针叶林有樟子松（*Pinus sylvestris* var. *mongolica*）林、偃松（*Pinus pumila*）矮曲林、鱼鳞云杉（*Picea jezoensis*）林、红皮云杉（*Picea koraiensis*）林、臭冷杉（*Abies nephrolepis*）林、青杆（*Picea wilsonii*）林、白杆（*Picea meyeri*）林、巴山冷杉（*Abies fargesii*）林和秦岭冷杉（*Abies chensiensis*）林。中温针阔叶混交林以红松阔叶混交林为主。暖温针叶林有油松（*Pinus tabulaeformis*）林、赤松（*Pinus densiflora*）林、侧柏（*Platycladus orientalis*）林、白皮松（*Pinus bungeana*）林以及华山松（*Pinus armandii*）林等。暖温性落叶阔叶林有多种栎（*Quercus* spp.）林及栎、槭、椴等多种阔叶树混交林。

### 1.1 寒温落叶针叶林

兴安落叶松林为寒温针叶林区域的地带性森林类型，广泛分布在大兴安岭的山麓至山地顶部，分布高度在北部达1300m，由北向南分布上限逐渐升高，在南部可达1500m。兴安落叶松林的适应性很强，在干旱贫瘠的石砾山地以及水湿的沼泽地均能生长成林。在小兴安岭北坡也有兴安落叶松林分布，是由大兴安岭延伸而来，在南坡多限于海拔400m以上的河谷低湿泥炭腐殖质沼泽土。由于兴安落叶松林可在不同水湿条件以及随海拔上升引起的温、湿度不同的生境下生长，因此兴安落叶松林在组成上有明显变化。蒙古栎（*Quercus mongolica*）、兴安落叶松林为大兴安岭水平地带性植被，因大兴安岭地势普遍较高，因此这类落叶松林分布并不普遍，由于分布地海拔较低，气候条件较好，土壤为灰棕壤性棕色泰加林土，土壤表层腐殖质较丰富、湿润，具有稳定团粒结构，在这种生境下植物种类比较丰富，在组成结构上与小兴安岭针阔混交林有一定相似之处<sup>[13]</sup>。

兴安杜鹃（*Rhododendron dauricum*）、兴安落叶松林是山地中部的代表性类型。因大兴安岭地势普遍较高，一般海拔为700—1000m，在中生生境下，这类森林分布最广泛，多占据阳坡、半阳坡和分水岭上。土壤为典型的棕色泰加林土。在山坡上部较平坦地段、土层较厚、湿润生境中，分布着越桔（*Vaccinium vitisidaea*）、兴安落叶松林，面积不大。随着生境更为冷湿，水分充足，并有滞水现象的平缓的阴坡、半阴坡下部，分布着杜香（*Ledum palustre*）、兴安落叶松林，土壤为潜育泥炭化棕色泰加林土。当这类森林进一步沼泽化，则形成泥炭藓（*Sphagnum* spp.）、杜香、兴安落叶松林，这在小兴安岭海拔400—500m闭塞谷地也有分布，这是由于生境由中生→沼泽化发展，兴安落叶松在种类组成上的分异。随着海拔升高，生境更为湿冷，适于藓类植物茂盛发育，构成了苔藓（*Hylocomium proliferum*）、东北赤杨（*Alnus mandshurica*）、兴安落叶松林。土壤为灰化棕色泰加林土，土层薄。随着海拔上升，兴安落叶松林形成疏林，在组成上出现大量偃松，由于兴安落叶松林分布地的生

境差异，在组成上尚有以各种藓类、草本植物分别占优势的地被层和草本层。如草类、兴安落叶松林集中分布在大兴安岭山地下部的阳坡、半阳坡以及小兴安岭南坡北部，海拔400m以上、排水良好的台地，土壤为棕色泰加林土。在我国分布的兴安落叶松林为苏联东西伯利亚落叶针叶林向南分布的延续。兴安落叶松林多为成熟林，天然更新良好，若加以保护和合理管理，能自我维护。

华北落叶松林是暖温带中部山地垂直带的森林类型。在河北、山西海拔较高山地才有华北落叶松林的分布，垂直分布高度为海拔1500—2700m之间，在河北小五台山、雾灵山、马梁山（小五台支脉）、北京百花山、东灵山有小面积分布。在山西的恒山、五台山、管涔山、关帝山、太岳山，华北落叶松林分布较多。这类森林自然分布区的特点是地势较高、降水较多、温度低、蒸发量少、是冷冻期较长的亚湿润地区。华北落叶松林的分布地地形大部分为耸立于黄土垣面和黄土丘陵之上的石质山岭，大多见于坡度10—25°的阴坡，半阴坡，土壤为山地棕壤。这类落叶松通常为单层纯林或与白杆、青杆组成复层混交林，林下灌木可由多种榛（*Corylus spp.*）、胡枝子（*Lespedeza spp.*）、绣线菊（*Spiraea spp.*）、忍冬（*Lonicera spp.*）占优势，或以多种草本植物占优势，组成各类华北落叶松林<sup>[2,7]</sup>。

太白红杉林是暖温带南部秦岭亚高山带特有的落叶松林类型，垂直分布于海拔2900m以上的地区，以太白山为其分布中心，其它如玉皇山、首阳山、兴隆岭均有出现。太白红杉林在太白山分布于海拔3000—3500m之间，形成林带，处于森林带的最上部，与高山灌丛草甸带相接，向下与冷杉林带相接。在3000—3500m的地带，在古冰缘气候条件下形成了古石海，古石河地貌，太白红杉林就分布在这样地貌上。太白红杉喜光、耐寒、耐贫瘠，能适应恶劣环境，在其他乔木树种不能正常生长的高海拔地区，太白红杉且能正常生长。土壤为山地灰化暗棕壤。太白红杉林在秦岭山区多为纯林，或与巴山冷杉、糙皮桦（*Betula utilis*）形成混交林。林下灌木多为杜鹃（*Rhododendron spp.*）、忍冬、金露梅（*Potentilla fruticosa*）、绣线菊、越桔等适宜于高山气候的种类。草本植物有嵩草（*Kobresia spp.*）及多种禾本科植物，苔藓层比较发达。其中以藓类、苔草、太白红杉林的分布最广。矮灌木太白红杉林则分布在红杉林带的上部，面积较小<sup>[14]</sup>。

## 1.2 寒温常绿针叶林

樟子松林，在我国境内主要分布在大兴安岭，尤其集中在呼玛河以北，在呼玛河以南，则星散分布在较陡的阳坡或半阳坡上。这是大兴安岭中部山地的主要森林类型。还可间断地分布在小兴安岭。樟子松是阳性树种，在向阳山坡上或陡坡的水土流失严重地段分布，这些地段积雪融化最慢，蒸发量大，土壤为薄层粗骨土。土层厚度不超过20cm，较干燥，其下为大块岩石和石砾，在这种生境下，其他树种难以生存，发育着樟子松林。由于生境的差异，林下的优势成分有所变化。兴安杜鹃、樟子松林代表这类森林中的中生类型。在土层较厚的半湿润生境下，林下草本层发达，形成草类、樟子松林，在更湿润的条件下，则有杜香这一指示湿润生境灌木出现，构成杜香、樟子松林。此外在黑龙江及其支流沿岸的沙质阶地上见有蒙古栎、樟子松林，分布面积小，且不常见。樟子松林原有大面积分布，由于人类砍伐，面积大大缩小，它在大兴安岭分布的生境大多与兴安落叶松林相似，因此在种类组成上有很多相似之处。

偃松矮曲林，集中分布在大兴安岭。偃松通常为兴安落叶松林或樟子松林的林下灌木，仅孤岛状在个别高峰顶部形成纯林。此外，自小兴安岭向南至长白山山地，也有小面积偃松

矮曲林间断分布在个别高峰顶上。这类矮曲林分布不普遍，其生境特点是在高峰顶部地形平坦而宽阔处，风力强，地表满覆石块，在石块间有少量土壤，土壤极为瘠薄，一般树木不能正常生长，唯偃松能适应此恶劣生境，它呈匍匐生长，平卧地面，构成稀疏矮曲林，这是特殊生境下的生态系统类型。矮林下的灌木、草本常见有兴安桧（*Sabina davurica*）、西伯利亚刺柏（*S. sibirica*）和岩高兰（*Epipetrum nigrum* var. *japonicum*）等。

鱼鳞云杉林在寒温带和中温带的山地中部均有分布，它是山地垂直带的主要类型。大兴安岭的鱼鳞云杉林，集中分布在820—1300m的山地上部较阴湿的阴坡，土壤为灰化棕色森林土。林下以苔藓、越桔占优势。这类云杉林仅小块状镶嵌分布在苔藓、赤杨、兴安落叶松林内。在小兴安岭、张广才岭、长白山区的鱼鳞云杉经常与臭冷杉构成云冷杉林，为中温带的山地垂直带类型。混有岳桦（*Betula ermanii*）的云冷杉林，在小兴安岭分布在海拔700—850m的宽广分水岭上，完达山分布在海拔600m以上，张广才岭见于海拔900—1450m，长白山区海拔1200—1500m，分布较广，土壤为棕色泰加林土。此外，在张广才岭海拔1000—1300m的缓坡平坦分水岭上见有少量的藓类—云杉林。在长白山海拔700—1100m山地有阔叶、云冷杉林，土壤为潜育灰棕壤。鱼鳞云杉林在中温带山地垂直带上，在海拔高处为岳桦矮曲林所替代，在海拔较低处逐渐过渡为红松阔叶混交林。

红皮云杉林常分布在生境过湿地段，在大兴安岭见于海拔450—820m的阴坡过于阴湿生境，土壤为灰化棕色泰加林土。在中温带红皮云杉经常作为重要伴生种，生长在鱼鳞云杉林内。

臭冷杉多与鱼鳞云杉构成混交林，但它也可成为以臭冷杉为优势的臭冷杉林，主要见于张广才岭和长白山区海拔500—800m的河岸洼地及溪旁，称为臭松排子。在海拔1000—1200m，缓坡坡面，地表遍布花岗岩岩块，上复藓类地被层，在这样生境下也有臭冷杉林的分布。

白杆林，是暖温带广泛分布的亚高山常绿针叶林的重要类型。在山西省分布较广，河北省也有少量分布，见于海拔1700—2700m的阴坡，半阴坡，土壤为山地棕壤或灰棕壤。白杆林有纯林，也有白杆、华北落叶松混交林，白杆、青杆混交林以及含有臭冷杉的白杆林，其中以白杆纯林面积最大。在管涔山、关帝山、五台山等林区广为分布，主要见于阴坡、半阴坡。白杆、华北落叶松混交林分布也广，与纯林处于相似的坡向。白杆、青杆混交林分布在上述二类森林的下部，一般垂直高度为1700—1900m，是白杆与青杆的交错分布区。含有臭冷杉的白杆林仅见于五台山，面积很小。在小五台山1600—2500m，有以白杆为主、混有青杆与落叶松的混交林。在雾灵山、管涔山、关帝山均有分布。

青杆林分布较广，它的自然分布范围，由内蒙古大青山、河北雾灵山、小五台山海拔1400—2100m，山西省北部的恒山到南部的中条山，包括管涔山、关帝山、五台山、太岳山等地海拔1700—2300m。在陕西秦岭海拔2200—2400m，甘肃兴隆山及南部洮河与白龙江流域海拔2200—2600m，青海东部海拔2700m左右，在亚热带的湖北西部海拔1600—2200m，四川北部至岷江流域上游，海拔2400—2800m均有分布。青杆林不仅是暖温带山地的垂直带类型，在亚热带山地也有分布。青杆林有纯林，青杆、白杆、华北落叶松混交林，青杆和白桦混交林，以及青杆疏林。林下土壤为山地棕壤或山地暗棕壤，后者见于海拔2200—2400m。青杆纯林主要分布于阴坡或陡坡。青杆、白杆、华北落叶松混交林主要分布于白杆林和落叶松林的下限。青杆与杨桦混交林是人为一定干扰后所形成。青杆疏林多见于阳坡，

半阳坡，这类森林分布范围虽广，但残存面积很小。

巴山冷杉林又名太白冷杉，是暖温带与北亚热带过渡地区山地的垂直带类型，以秦岭和巴山山地为其分布中心，东起湖北神农架，沿大巴山、米苍山至岷山山地，并由秦岭延伸至河南伏牛山山地。巴山冷杉林在秦岭多分布于海拔2400以上山坡、山脊或沟谷中。在亚热带山地分布亦均在2500—2600m以上。冷杉林下土壤以山地暗棕壤为主，土层厚20—80cm，腐殖质层较厚，林地潮湿，分布区气候寒冷、湿润、且多强风，在植物生长季节，这里气温低，有效积温少。巴山冷杉为耐阴树种，耐寒耐湿。在秦岭山地形成冷杉林带。杜鹃、巴山冷杉林位于冷杉林带最上部，海拔2700—3000m，以阴坡为主的陡急坡上，小地形起伏大，地表有较大岩石裸露和堆积，土壤为山地泥炭质暗棕壤，林下以金背杜鹃(*Rhododendron aureodorsale*)占优势。苔草、藓类巴山冷杉林分布于冷杉林带的中上部海拔2700—2900m，分布区的小地形或中地形变化不大，土壤为山地暗棕壤。

秦岭冷杉林，其分布范围基本上与巴山冷杉林相似，以秦岭为分布中心，在冷杉林带居于林带的下部，海拔2100—2700m，它亦可与巴山冷杉林交错分布。综上所述，寒温常绿针叶林在温带的种类较多，主要以多种云杉林为主，冷杉林分布面积相对较小，林下植物大多为同属异种植被组成，如各种杜鹃、绣线菊(*Spiraea*)、忍冬(*Lonicera*)、茶藨子(*Ribes*)、木本委陵菜(*Potentilla*)、栒子木(*Cotoneaster*)等等。苔藓层发达是它们的共同特点。

### 1.3 中温针阔叶混交林

针阔叶混交林以红松(*Pinus koraiensis*)阔叶混交林为代表，是中温带地带性植被类型。红松阔叶混交林，主要分布在我国东北部的长白山、老爷岭、完达山和小兴安岭的低中山地带。在前苏联的远东部分、朝鲜北部、日本北海道也有分布，而我国东北为其分布中心。这类混交林，在山地分布的垂直高度因纬度增高而降低，在北纬47°—48°的小兴安岭地区，分布垂直高度在700m以下。在北纬44°—46°的张广才岭地区，分布在海拔900m以下。在北纬41°—44°的长白山区垂直分布高度在500m—1100m，成为长白山森林面积最大的类型。在辽宁东部红松阔叶混交林见于海拔1000m以上山地。红松阔叶林种类成分的变化与分布地的地形和土壤条件有密切关系。如长白山、张广才岭海拔1000m或1100m的低山、中山地段山脊和向阳坡上，光照充足、空气干燥、土壤瘠薄，限制了其他树种的发展，喜光耐干旱的蒙古栎、二色胡枝子(*Lespedeza bicolor*)、兴安杜鹃数量较多，形成杜鹃、蒙古栎、红松林。亦称为苔草(*Carex* spp.)红松林。这是一种生境比较干燥的类型。在山地的中、下部，土壤湿润肥沃的生境上，适于多种树种生长，构成了紫椴(*Tilia amurensis*)、硕桦(*Betula costata*)、红松林，在长白山海拔700—1100m的范围内最为广泛，土壤为中厚层暗棕壤。其次为白浆化暗棕壤，具有排水良好、土壤湿润而肥沃的特征。在亚高山和低谷湿地，红松则与喜冷湿的鱼鳞云杉、臭冷杉组成藓类、云冷杉、红松林，见于长白山和完达山海拔1000—1500m中山地带，面积不大，为云冷杉林与红松阔叶林的过渡类型，土壤为棕色泰加林土。在海拔700—800m以下的平坦低湿山涧谷地，溪流两岸的阶地上，构成蕨类、云冷杉、红松林，土壤为中厚层、弱潜育化暗棕色森林土和草甸土。在长白山地的中下部或山麓及溪流两侧，低平地带春榆(*Ulmus propinqua*)、水曲柳(*Fraxinus mandshurica*)、红松林分布较广，林内湿度较大，一般为湿—重湿，土壤为潜育化暗棕壤，或谷地生草森林土和冲积土。在东北部山区南段长白山林区海拔700m以下低山地带，是以千金

榆 (*Carpinus cordata*) 和沙冷杉 (*Abies holophylla*) 为标志的千金榆、沙冷杉、红松林，分布区的气候温暖，雨量丰富，种类成分丰富。红松阔叶混交林的主要阔叶树种除上述占优势的阔叶树种外，还有硕桦、糠椴 (*Tilia mandshurica*)、紫椴 (*Tilia amurensis*)、香杨 (*Populus koreana*)、核桃楸 (*Juglans mandshurica*)、黄檗 (*Phellodendron amurense*)、大青杨 (*Populus ussuriensis*)、及色木槭 (*Acer mono*) 等。下木层槭树种类很多。这类森林组成种类相当丰富，红松阔叶混交林尚保存有原生的老龄林<sup>[8]</sup>。

#### 1.4 暖温针叶林

作为原生性的针叶林，主要为油松林、赤松林、侧柏林和华山松林。这几类针叶林受到严重破坏，天然森林少，人工林较多，分布最广的为油松林。

油松林是暖温带低中山的代表性针叶林，在辽宁西部和山东半岛、河北、山西、陕西各省均有分布，在半干旱地区山地上也有油松林分布。而山西和陕西为油松林分布中心。在山西，油松林一般分布在海拔 1000—1800m 山地，其中 1200—1600m 较为集中，在陕西的秦岭南坡，分布海拔为 1000—2200m，北坡为 1200—2100m，在黄龙、桥山的油松林，分布海拔 1000—1700m，在关帝山分布于海拔 1000—2000m，土壤主要为山地棕壤和淋溶褐土。在山东，油松林集中分布于蒙山、泰山、鲁山和沂山等海拔 700—1500m 地段。在辽宁天然油松林仅在千山、医巫闾山、七老图山等部分地区有树龄大、生长良好的天然油松林，分布海拔多在 800m 以上。河北的天然油松林在燕山东部的承德、青龙一带山区以及小五台山海拔 800—1600m 地段比较常见。由于油松林分布范围广、生境有所差异。油松林组成种类亦反映了生境的变化。土庄绣线菊 (*Spiraea pubescens*)、油松林是山地阴坡最常见类型，林下灌木种类较丰富，反映海拔 1000m 以上的中生生境。在阳坡、半阳坡的缓坡，土层深厚地带，黄刺梅 (*Rosa xanthia*)、二色胡枝子、油松林比较普遍。而在阳坡、半阳坡、坡度大，土层薄而干旱贫瘠地段，则为小叶鼠李 (*Rhamnus parvifolia*)、三桠绣线菊 (*Spiraea trilobata*)、油松林。在秦岭北坡海拔 800—1500m 山地上，黄栌 (*Cotinus coggygria* var. *cinerea*)、油松林分布广泛，在土壤和湿度条件优越生境下，有短梗胡枝子 (*Lespedeza caryothrya*)、油松林分布。油松一般为纯林，但有时也混生一些阔叶树种，如辽东栎 (*Quercus liaotungensis*)、锐齿槲栎 (*Quercus aliena* var. *acuteserrata*)、栓皮栎 (*Q. variabilis*) 以及山杨 (*Populus davidiana*)、坚桦 (*Betula chinensis*) 和多种槭、椴、朴 (*Celtis*) 等树种。

华山松林，主要分布在亚热带西部以及暖温带的西南部与亚热带的过渡地带，在甘肃、陕西、河南、四川、湖北、贵州、云南海拔 1000—3300m 山地以及西藏雅鲁藏布江流域都有分布。在山西中条山有零星出现。在陕西秦岭、河南伏牛山一带，华山松林分布较普遍。在暖温带分布的华山松林，土壤较肥沃、潮湿，多为山地棕壤，其次为山地褐土和粗骨土。华山松林可为纯林、但常与油松、栎类等分别构成油松、华山松林和栎类、华山松林，分布海拔 1200—2000m。而在秦岭海拔 2000—2300m 的山坡上常为华山松纯林，伴以少量青杆、红桦 (*Betula albo-sinensis*)、山杨等。在秦岭南坡西段海拔 1700—2000 各坡向上，竹子、华山松林分布面积很大。

赤松林，在我国主要分布于暖温带落叶阔叶林区域的东部近海地带，辽东半岛和胶东半岛是其集中分布区，南界可达江苏北部的云台山。在辽宁境内赤松多分布在东部海拔 600m 以下的丘陵。在山东的赤松林天然分布在胶东丘陵和沐东丘陵，垂直分布海拔最高达 850—

900m，在海拔150—300m处生长正常。土壤为中性或微酸性棕壤或褐土。赤松林一般为单层林，混有少量的栎类(*Quercus* spp.)、臭椿(*Ailanthus altissima*)、刺楸(*Kalopanax septemlobus*)以及花楸(*Sorbus*)、樱桃(*Prunus*)等。在辽东半岛土层较厚的阴坡半阴坡，赤松林内还混有椴树(*Tilia* spp.)和黄檗(*Phellodendron amurense*)。赤松林不仅为纯林，也可与辽东栎、蒙古栎、栓皮栎、槲栎(*Quercus aliena*)等形成混交林。赤松林下灌木常以多种杜鹃和胡枝子为主。在生境贫瘠条件下，以荆条(*Vitex negundo* var. *heterophylla*)、酸枣(*Zizyphus jujuba* var. *spinosa*)、三桠绣线菊等灌木组成灌木层。

侧柏林分布在暖温带低山丘陵，垂直分布一般为600—1400m，少数可达1600m，但一般适于600—700m以下地段，在河北兴隆、北京北部和西部山区、上方山、山西吕梁山、太岳山、中条山、陕西秦岭、甘肃东部山地均有侧柏林的分布，面积很少。山东是侧柏林的中心分布区之一，它广泛分布于山地丘陵和平原。侧柏林的分布地，大多为陡峭岩石山坡，土层较薄；侧柏多生长在岩石峰中，林下灌木的优势成分因地而异。在土层较厚有薄层腐殖质生境下的侧柏林，林下以虎榛子(*Ostryopsis davidiana*)为主。黄土丘陵地区，海拔1300m以下的阳坡，半阳坡，湿度差的生境分布着白刺花(*Sophora vicifolia*)、侧柏林。在裸岩石质山坡，生境更差地段有小叶鼠李、侧柏林。沙棘(*Hippophae rhamnoides*)、侧柏林见于汾河、漳河两岸海拔1200m以下浅山半阳坡或半阴坡。在河北、北京的低山800m以下的侧柏林下，常以荆条、酸枣占有优势。目前已无大面积生长良好的侧柏林，一般均为中龄的疏林。树龄达百年以上、高大的侧柏仅在寺庙中可以见到。

白皮松林，在暖温带分布面积不大，仅零星分布在河北、河南、山西、甘肃、陕西的中低山区，跨北亚热带和暖温带两个气候带。白皮松林大部分生长在气候温暖，土壤干旱的石质低山。垂直分布高度为500—1600m，地势陡峻、沟壑纵横，白皮松可生长在25—35°陡坡上，林相稀疏，土壤大部分为山地褐土，只有生长较好的白皮松林下才见到山地棕壤。白皮松林可为纯林，它最常与侧柏形成侧柏、白皮松混交林，或与栓皮栎、僵子栎(*Quercus baronii*)、油松等，分别形成混交林。

### 1.5 暖温落叶阔叶林

暖温落叶阔叶林是以蒙古栎林、辽东栎林、槲栎林、栓皮栎林、麻栎(*Quercus acutissima*)林为代表。

蒙古栎林一般认为是寒温原生性兴安落叶松林、中温红松阔叶混交林破坏后的退化生态系统，但在暖温带北部的辽宁西部丘陵海拔1000m以下山地，阳坡和半阳坡上的蒙古栎林为原生性落叶阔叶林破坏后恢复的中龄林。蒙古栎林可为纯林，也常与辽东栎、槲栎、槲树(*Quercus dentata*)和麻栎混交。同时还可与油松、赤松混交形成松、栎林。在河北省蒙古栎林分布较广，面积较大。冀北山地、太行山系、恒山、小五台山等海拔800m以上的栎林以蒙古栎林为多，有纯林，也有与辽东栎或其他阔叶树形成的混交林。

辽东栎林在辽宁、河北、山西、山东、河南等省均有广泛分布。在辽宁地区，辽东栎林分布比较普遍，分布地与蒙古栎林相近，但海拔稍低，占据向阳山坡的下部，混生蒙古栎及多种阔叶树。辽东栎林在河北，主要分布在燕山山系的北京山区、青龙、遵化、山海关等地，太行山系以及太行山北端的北京市西部山区和冀北山地也有分布。辽东栎常与蒙古栎混生。辽东栎林在山西省分布很广，北起恒山，南至中条山，包括太行山、五台山、管涔山、吕梁山、关帝山、中条山、太岳山所有土石山区，凡有天然次生林地带均有辽东栎林的分

布。从海拔 800—2000m 均有分布，集中分布于海拔 1200—2000m 的。阴坡、阳坡，以山梁、山顶及阳坡为主。且多为纯林或与山杨、白桦 (*Betula platyphylla*) 或油松等混交。在阴湿山谷阴坡，辽东栎常与春榆、裂叶榆 (*Ulmus laniciata*)、黑桦 (*Betula davurica*)、大叶白蜡 (*Fraxinus rhynchophylla*)、色木槭、蒙椴、糠椴、北鹅耳枥 (*Carpinus turczaninowii*)、千金榆等形成多种类型的阔叶混交林。灌木层可由三桠绣线菊、土庄绣线菊、毛榛 (*Corylus mandshurica*)、平榛 (*C. heterophylla*)、二色胡枝子、黄蔷薇 (*Rosa rugosa*) 等组成，它们可以分别成为灌木层的优势种。

槲栎林，分布于暖温带的辽东半岛、山东、河北、河南、陕西等省，向南可分布至鄂西、皖西。在辽宁，槲栎林主要分布在辽东半岛南部，纯林较少，呈零星分布于低山阴坡、半阴坡，土层较厚，湿度较大，有一定腐殖质的棕壤上，一般与多种栎树混交。在山东，大都分布于海拔 500m—900m 的山谷坡地。在河北，槲栎林见于燕山山脉东段的低海拔地段。在小五台山、太行山北段，也有这类森林分布，海拔多在 1000m 以下。山西的槲栎林，主要分布在关帝山、太岳山、太行山中段以南山地，多为零星分布。中条山的槲栎林分布较多，土壤以山地棕壤为主，其次为淋溶褐土和山地褐土，土层较厚，湿度较大。小乔木山杏 (*Prunus sibirica*)、大果榆 (*Ulmus macrocarpa*) 混生在灌木层中，林下灌木有三桠绣线菊、荆条、二色胡枝子、雀儿舌头 (*Andrachne chinensis*) 等，保存稍好的槲栎林中常混生麻栎、槲树、栓皮栎、山合欢 (*Albizia kalkora*)、臭椿、椴树和黄连木 (*Pistacia chinensis*) 等。

槲树林主要分布在辽东半岛和松岭南的丘陵地带，只有小片零星分布，有纯林，但绝大多数与多种栎树混生，生长于向阳陡坡上，土壤为棕壤。槲树林在燕山山系，分布于海拔 500—1000m 以下低山阳坡，也有高达 1500m 的山坡。它常与栓皮栎混交。在小五台山 1000m 以下阴坡和太行山的低山阴坡，均见有槲树林。槲树林下灌木以荆条为主，常见的有山杏，并有三桠绣线菊、二色胡枝子、北京锦鸡儿 (*Caragana pekinensis*)、小叶鼠李等。槲树林破坏严重，对它是否是原生类型有不同看法，亦有认为槲树林为不稳定类型，它将为栓皮栎林或槲栎林所替代。

栓皮栎林广泛分布于我国的暖温带、亚热带至热带，约在北纬 22°—40°，东经 99°—122° 之间。分布中心是鄂西、秦岭和大别山区。山东省接近分布中心。在辽宁，主要见于辽宁南部的丘陵地带，较干旱贫瘠、甚至多石砾的阳坡和半阳坡的棕壤上，纯林面积较少，主要与其它栎类混交。栓皮栎林在山东分布面积较大，鲁中南山地的泰山、蒙山、沂山及胶东丘陵的崂山、昆嵛山、大泽山和牙山是栓皮栎林的集中分布区，在海拔 300—700m 处较为集中，在泰山最高海拔达 1200m。在河北，栓皮栎林主要分布在太行山、燕山山脉海拔 500—1000m 以下低山阳坡，纯林较多，有时混有多种栎树。在山西栓皮栎林集中分布于中条山南侧海拔 500—1600m 的地段，土壤为山地褐土和淋溶褐土。在海拔 1000m 以上栓皮栎林往往有槲栎混生。栓皮栎林分布范围很广，它随着纬度偏南，分布海拔上升，在巴山北坡分布于海拔 1000m 以下坡地，土壤为黄褐土。在秦岭中山地区的栓皮栎林见于海拔 1200—1400m。它的上部常与锐齿槲栎林交叉分布，土层较厚，森林面积大。分布于秦岭海拔 500—1300m 低山地多为萌生的栓皮栎林，为低山面积最大的森林类型。低山的栓皮栎林下，灌木多为荆条、酸枣、孩儿拳头 (*Grewia biloba* var. *parviflora*)、多花胡枝子 (*Lespedeza floribunda*)、兴安胡枝子 (*L. dahurica*) 等。秦岭北坡分布的栓皮栎林，乔、灌木种类比

较丰富，灌木中杭子梢 (*Campylotropis macrocarpa*)、连翘 (*Forsythia suspensa*)、绿叶胡枝子 (*Lespedeza buergeri*)、细梗胡枝子 (*L. virgata*)、美丽胡枝子 (*L. fomosa*) 为常见。

麻栎林，建群种麻栎是分布极为广泛的落叶树种，分布在辽宁、山东、江苏、安徽北部及豫西山地，西至陕西、四川、西藏东部、云南，南到广东、广西，但以长江流域及黄河中下游为集中。在辽宁分布面积不大，分布范围主要在辽东半岛南部和锦州的部分地区，大多与栓皮栎形成混交林。在山东，麻栎林分布较广，主要分布在鲁中南山地及胶东丘陵的岩浆岩山地，常与其他落叶栎类，如栓皮栎、槲栎、抱树 (*Quercus glandulifera*) 等混生。大多为破坏后，封山萌生而成。麻栎林在秦岭以南的亚热带地区分布较广，在秦岭北坡也有一定的面积，分布于海拔 500—700m 的低山丘陵地带，生长地地势平缓、土层深厚、土壤湿度较大的局部地段。在陕北乔山林区黄土丘陵上的麻栎林，分布在 1000—1300m 的阴坡或半阳坡，生境条件较好，土壤为普通褐土。

锐齿槲栎林分布于暖温带西南部以及北亚热带的山地。在暖温带，主要见于秦岭林区及其支脉伏牛山、六盘山，是暖温带栎林中最喜湿的类型，分布海拔在 1100—1800m 之间，也是山地垂直带类型，其高处接辽东栎林，向下连栓皮栎林，常与华山松林交错分布。在山西中条山也有锐齿槲栎林的分布。在林内常伴生多种栎树、华山松、油松、白背椴 (*Tilia oliveri*)、网脉椴 (*T. dictoneura*)、多种樱桃 (*Prunus* spp.)、鹅耳枥 (*Carpinus* spp.)、槭树 (*Acer* spp.) 等。

僵子栎 (*Q. baronii*) 林，在我国分布于暖温带西南部和亚热带西部，它的分布范围北起秦岭北坡、中条山，南至四川岷山、大巴山、神农架，西从甘肃东南部，东到伏牛山、武当山。秦岭、伏牛山、中条山为僵子栎林的中心分布区。秦岭北坡主要分布在 2000m 以下的山脊梁顶以及贫瘠的砂质砾石干燥陡坡。中条山的僵子栎林的分布地，生境比较差，多为险峻山地，地形起伏，坡度大多在 30° 以下，海拔一般为 500—1500m，其中 800—1400m 分布比较集中，土壤为薄层山地棕壤和褐土。

北鹅耳枥一般不成纯林，常与辽东栎、椴、色木组成混交林，但北鹅耳枥仍占优势。这类阔叶林，在北京西部百花山及燕山山脉有小面积分布。在山西，北鹅耳枥林见于中条山、太岳山、吕梁山和太行山地带，其垂直分布范围约为 1000—1800m 之间的阴坡、半阴坡，常见于石块堆积较多的粗骨性棕壤或淋溶褐土。由于人为破坏，残留的北鹅耳枥林多生长在土层很薄的陡坡上。

椴树混交林，主要有糠椴混交林和蒙椴混交林。其中以蒙椴混交林分布较广。在冀北山地海拔 800—1400m、燕山山脉海拔 750—1250m、陀梁山海拔 1500m、恒山、小五台山海拔 1100—1400m 范围内阴坡、半阴坡的凹处有星星点点的蒙椴混交林分布，伴生树种有色木，山杨、辽东栎、春榆等。蒙椴混交林对土壤要求比较严格，适宜生长在湿润、肥沃和土层深厚的褐土或棕壤上。

暖温性落叶阔叶林类型很多，其它有见于河流阶地、水湿生境的各种赤杨 (*Alnus* spp.) 林、柳树 (*Salix* spp.) 林、青杨 (*Populus cathayana*) 林等等。

各类落叶阔叶林由于人类破坏严重，很难找到未受破坏的原生性自然生态系统，绝大部分都是受到人为破坏后逐渐恢复的中龄林，尚处于发展过程。

## 2. 温带森林退化生态系统类型及其形成机制

森林退化的原因有自然灾害及人为因素。由雷电引起的火灾，暴风雪所造成树木被压或拔倒，滑坡所造成的植被破坏，均为自然灾害。而砍伐森林，轮番开垦烧荒、过度放牧以及人类所引起的火灾和不合理的森林经营措施，均是导致森林退化的重要原因。不同的森林生态系统，由于所在地生境的差别，及人类干扰强度不同，构成不同类别的退化生态系统，而不同森林类型也可能形成产生相似的退化生态系统。

### 2.1 寒温性落叶针叶林的退化生态系统

寒温性落叶针叶林破坏后，主要形成桦木林、山杨林、蒙古栎林。这些次生林进一步退化形成灌丛、草地等等。

兴安落叶松林是大兴安岭的主要森林类型。兴安落叶松林通常主要受砍伐或火烧的影响，在大兴安岭的白桦林是兴安落叶松林、樟子松林，以及云杉林破坏后所形成。在低海拔地带兴安落叶松林破坏后则形成以蒙古栎为主的阔叶林或黑桦林。

白桦林是兴安落叶松林破坏后最广泛的退化类型。白桦林在大兴安岭分布范围与兴安落叶松林相似，在全区由低海拔直至海拔1200m均有出现。白桦喜光耐寒，与杂草有较强的竞争能力。在兴安落叶松林的林间空地和采伐迹地上，深厚的藓类和草本植物阻碍兴安落叶松的生长，而白桦可以成林。在火烧迹地上，只要有白桦种源，首先恢复为白桦林，由于白桦林在15—20年生时可产生大种量，且结实频繁，种子小而轻，且具翅，可飞达1—2km。在采伐迹地和火烧迹地上很易萌发成林。不仅如此，白桦的伐根有很强的萌芽能力，以25—45年生的白桦萌芽能力最强。在反复火烧，缺乏兴安落叶松种源的情况下，白桦靠其萌芽和种子成熟后的传播能力，可形成较纯的白桦林。白桦林下，白桦和兴安落叶松更新均不良，只有在白桦衰老枯死或火烧后，在有种源的情况下，兴安落叶松可与白桦同时作为先锋种出现，随着林龄的增长，兴安落叶松代替白桦，恢复为兴安落叶松林。

蒙古栎林是分布在低海拔600m以下的蒙古栎、兴安落叶松林破坏后所形成。在大兴安岭分布不很普遍，且生长不良。土壤为暗棕壤性的棕色泰加林土。在较湿润肥沃土壤上或土层较薄而干燥的生境下均有分布，唯林下的优势灌木有所差异。在蒙古栎林内常混有黑桦以及少量白桦、山杨和单株散生的兴安落叶松。灌木层以平榛或胡枝子占有优势。

山杨林常是低海拔600m以下缓坡地带出现的退化生态系统，是由草类、兴安落叶松林或蒙古栎林、兴安落叶松林破坏后所形成。由于山杨对土壤和水分要求较高，只限于排水良好、湿度中等的土壤上生长。它的抗风能力较差，其竞争能力不如白桦及兴安落叶松，在大兴安岭分布面积有限。在海拔900m以下分布的山杨林是由兴安杜鹃、兴安落叶松林破坏而成。山杨林的乔木层中常见有少量白桦、兴安落叶松、蒙古栎。林下灌木以平榛或胡枝子占有优势。

黑桦林在大兴安岭分布面积不大。在海拔600m以下向阳的干旱山坡和山脊上分布。黑桦为强阳性树种，稍耐寒，且耐干旱瘠薄的土壤。抗火能力强，虽然经过火烧，树皮熏黑，尚能生长。土壤为不同灰化程度的暗棕色泰加林土。黑桦林常为蒙古栎、兴安落叶松林破坏后所形成。以黑桦占优势的森林乔木层中常混有少量的蒙古栎、白桦、山杨和兴安落叶松。其林下灌木以平榛或胡枝子占优势。

在退化森林进一步破坏后则形成灌木，由于海拔的差异衍生出不同的灌丛。在海拔

600m 以下，退化森林破坏后形成榛子灌丛，这是蒙古栎林、黑桦林、山杨林、白桦林破坏后所形成。这类灌丛常分布在阳坡山麓，坡度平缓，排水良好，深厚肥沃的土壤上。灌丛中常混有山杨和蒙古栎的幼树，在有保护条件下可恢复成林，这类灌丛遭火灾，则形成草地。有种源的条件下，其后山杨、白桦，蒙古栎可以逐渐侵入。

山杏灌丛在大兴安岭的分布，见于海拔900m以下的向阳陡坡上。这是由于森林反复破坏，土壤退化，变得更瘠薄干燥，甚至裸石露头，乔木很难生长，形成草原化的灌丛。其草本层以兔毛蒿（*Filiformis sibiricum*）为标志，构成兔毛蒿、山杏灌丛。这是生境破坏后严重退化的灌丛类型。

越桔、偃松灌丛，在大兴安岭，分布在海拔900—1300m之间。常由偃松、兴安落叶松林破坏后所形成，面积较大。这里的偃松生长呈灌木状，土壤为薄层生草灰化土。灌丛中乔木更新很差，破坏后，在有落叶松种源的情况下，兴安落叶松可形成疏林。

图1简单描绘了兴安落叶松林退化演替的概图，从图中可以看出，我们对某些退化阶段并不十分清楚，特别是退化灌丛和草地的类别值得进一步探讨。

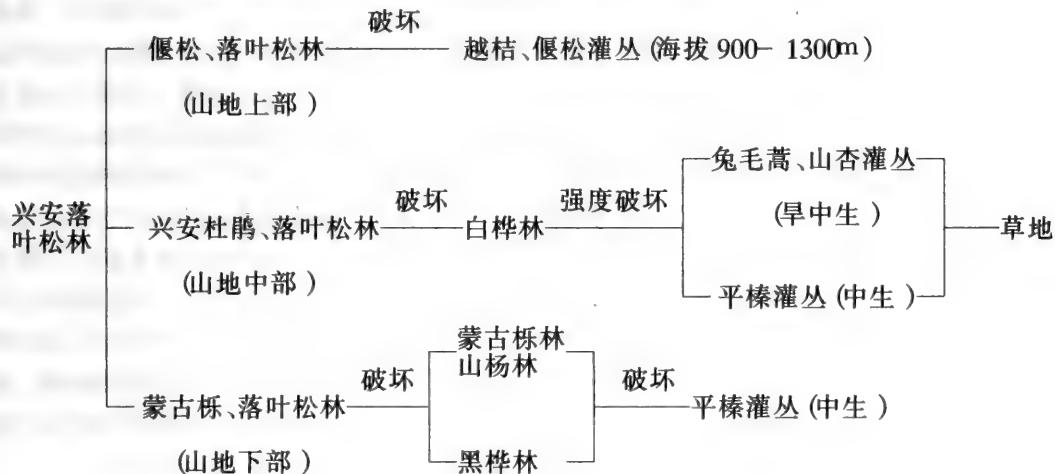


图1 兴安落叶松林的退化演替概图

华北落叶松林破坏后其退化生态系统主要为白桦林及硕桦林。白桦还可与华北落叶松混交构成混交林，若不进一步破坏可恢复为华北落叶松林。华北落叶松林采伐后，在人类活动继续干扰下，特别是放牧影响下形成亚高山草地，由各种苔草（*Carex*）、鸢尾（*Iris*）、风毛菊（*Saussurea*）、乌头（*Aconitum*）、早熟禾（*Poa*）、唐松草（*Thalictrum*）、委陵菜（*Potentilla*）、蓬子菜（*Galium*）、蒲公英（*Taraxacum*）组成不同的草甸群落。在草甸上还可见小块银露梅（*Potentilla glabra*）灌丛镶嵌其中。

## 2.2 寒温常绿针叶林的退化生态系统

云冷杉林是温带山地的垂直带类型，在云冷杉林破坏后，首先形成桦木林或落叶松林退化生态系统。在中温带分布的鱼鳞云杉、臭冷杉林遭受火灾或砍伐后，通常形成山杨、白桦或长白落叶松（*Larix olgensis* var. *changpaiensis*）林。这类云冷杉林破坏后的发展与立地条件有关。在过分阴湿的林分中，经采伐或火灾后，在无种源的情况下，可能由耐水湿的长白落叶松林所代替。长白落叶松经过一定时期又会为臭冷杉林所替代。较阴湿的林分被破坏

后，则形成山杨、白桦林和长白落叶松林。在有种源的情况下，对这些退化森林加以保护，可以较快恢复为云冷杉林。长白落叶松还可与云冷杉构成混交林，并逐渐恢复为云冷杉林。

在寒温带大兴安岭分布的鱼鳞云杉林破坏后，可为岳桦林或白桦林甚至被兴安落叶松林所替代，并因海拔而异。高处为岳桦林，大面积则为白桦林和兴安落叶松林。红皮云杉林破坏后，主要由兴安落叶松林所替代，进一步破坏形成白桦林。樟子松林破坏后则形成白桦林。在大兴安岭，无论是兴安落叶松林、云杉林或樟子松林破坏后均形成白桦林。白桦林反复破坏则形成灌丛和草地，通常灌丛和草地退化生态系统较难自然恢复为白桦林。

在山西省分布的白杆林以及白杆、华北落叶松混交林，在小面积火烧后，首先恢复为混有白桦的华北落叶松林，逐渐发展为白杆林，由此可见华北落叶松林有原生类型及退化类型。在秦岭分布的青杆林，在采伐和火烧后形成红桦林或山杨林，在有保护情况下，自然恢复为红桦（或山杨）、青杆混交林，最终恢复为青杆林。青杆和白杆林在严重破坏情况下，并不断受到放牧影响，则形成亚高山草甸，其种类组成与华北落叶松林破坏后的亚高山草甸相似，巴山冷杉林和秦岭冷杉林破坏后常形成以糙皮桦（*Betula utilis*）为主的桦木林。

通过上述的寒温常绿针叶林破坏后的退化过程，它的退化生态系统主要有白桦林、硕桦林、红桦林及长白落叶松林。兴安落叶松和华北落叶松林，可能是原生性的或是退化后的过渡阶段。在云冷杉林破坏后，落叶松很容易侵入，但逐渐仍让位于云冷杉林。森林进一步退化，主要形成各类草地。白桦林的分布与被破坏的各类冷云杉林分布地的生境相似。出现其种类组成中常少量原有林中的成分，因分布地而异。硕桦林在华北山地分布海拔更高于白桦林，常镶嵌分布在大面积亚高山草甸的阴坡。红桦林主要见于秦岭主梁及其南北支梁，凡高出2000m以上的山坡上，红桦林多为纯林或与华山松、青杆形成混交林。乔木层中红桦常占优势，混生树种除松、青杆外，还有糙皮桦、山杨、槭、椴、花楸、柳等。糙皮桦林主要见于秦岭海拔2400—2800m的范围。在南坡呈小块状分布，且多与红桦、冷杉和太白红杉混生。在北坡有较大面积的分布。在林内有大量冷杉伐根及少量冷杉单株大树及幼树、幼苗，幼树幼苗生长茁壮，数量逐渐增多，而糙皮桦更新不良，若加以保护可恢复为巴山冷杉林和秦岭冷杉林。

### 2.3 针阔混交林的退化生态系统

这一类型在中温带是以红松阔叶混交林为代表。这类地带性森林类型是我国重要的用材林。由于它的经营方式不同，形成不同的退化生态系统，在合理的采伐作业下，它仍能维持其稳定性。但由于对大量木材的需求及经验不足，往往不能合理地砍伐。图2所示是红松阔叶混交林演替的一般模式。

红松阔叶混交林经过不合理的择伐，形成各类阔叶混交林，这是由不同的红松阔叶混交林退化而成，主要有水曲柳、核桃楸组成的阔叶混交林以及椴树林、春榆林、硕桦林等等。水曲柳、核桃楸林是水曲柳、核桃楸、红松林，经红松择伐后所形成。这二个树种是喜湿树种，大多见于小兴安岭、长白山、完达山及辽宁东部山地海拔300—800m地段。乔木层还见有色木、紫椴、糠椴和春榆、怀愧（*Maackia amurensis*）、山杨、黄檗、白桦。灌木层和草本层的种类成分与红松阔叶混交林相似。

椴树混交林是由原生的硕桦、紫椴、红松林，经红松择伐后，仍保持完整状态，构成以椴树为主的阔叶混交林，其他阔叶树种常见的有硕桦、春榆、裂叶榆、水曲柳、蒙古栎、大青杨、色木、千金榆，以及少量的红松、鱼鳞云杉和臭冷杉。椴树混交林分布于海拔500—

1100m，但以600—900m之间阴坡及台地最常见。春榆、水曲柳混交林是由沿岸分布的原生性的水曲柳、鱼鳞云杉林或春榆、红松林破坏后退化而成。春榆、水曲柳林也有认为是水湿地的原生类型，春榆混交林的立地条件普遍较湿或重湿，土壤为暗棕壤、谷地生草森林土及少量白浆土。其乔木种类组成基本上与上述各类阔叶混交林相似。硕桦林很少纯林，是由硕桦、紫椴、红松混交林择伐后所形成，破坏轻者，则保持较多原始林分的结构特征，只是红松的比重减少或消失，多为大径级的硕桦与其他阔叶树，如紫椴、水曲柳、核桃楸、黄檗、白桦等组成混交林，偶有少量红松、臭冷杉和鱼鳞云杉。上述退化后的落叶阔叶混交林，基本上都保存了红松阔叶混交林的结构与组成，可认为是干扰较轻的类型。

杨桦林是经择伐后的、混有红松的针阔混交林，因砍伐或火烧后所形成，或是由阔叶混交林进一步退化所致。杨桦林主要分布在海拔500—800m之间的低山中部及相对高度较小的坡地半阴坡或阴坡、在海拔800m—1100m低山上部的陡斜坡的阴坡，半阴坡或山脊处均有分布。林内常混有紫椴、蒙古栎、黄檗、核桃楸、硕桦、水曲柳、大叶白蜡、香杨等阔叶树，针叶树有少量红松、冷杉等等。

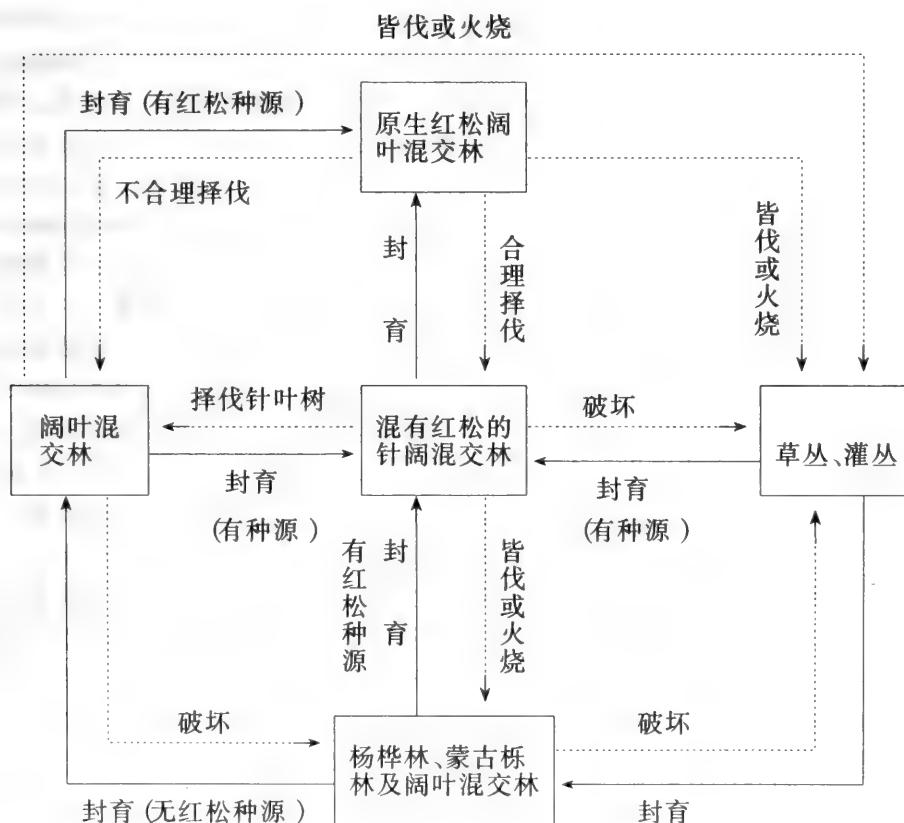


图2 红松阔叶混交林演替一般模式<sup>[6]</sup>

蒙古栎林是由陡坡蒙古栎、红松混交林经采伐或火烧所形成。若加以保护，可以逐渐发展为混有椴树、槭树的蒙古栎林。在有红松种源条件下，可逐步恢复为蒙古栎、红松混交林。若蒙古栎林继续受到砍伐，首先退化为蒙古栎萌生丛，状似灌木。蒙古栎林的形成是经

过多次破坏的结果，残留的蒙古栎和破坏后更新起来的蒙古栎以及山杨、白桦构成了蒙古栎林。它可分布在海拔 500m 以下的低山的丘陵、台地和平缓山麓，或见于海拔 500—800m 之间低山中部的向阳山坡，甚至 25°—40° 的陡坡也有分布。林木组成中常有黑桦和紫椴，此外尚有山杨、白桦、色木等红松阔叶林中常见的阔叶树种。根据蒙古栎林的所在地生境，在无红松的种源条件下将形成各类阔叶混交林。

长白落叶松林，主要分布在红松阔叶混交林带，海拔 800m 以下的狭长台地的顶部，起伏较大的漫岗的中上部，以阳坡居多，排水良好，生境较干，土壤为暗棕壤和白浆化暗棕壤。这类森林分布较广，面积很小，是由蒙古栎、红松混交林遭受火灾破坏后，在次生裸地上长白落叶松作为先锋树种侵入后形成。乔木层虽以长白落叶松为主，但许多林内都有蒙古栎的存在。灌木和草本层的组成种类丰富，不利于长白落叶松的更新，而耐阴的红松、紫椴、色木、春榆、黄檗等更新良好，在自然状态下，长白落叶松将被这些树种所代替，逐渐恢复为红松阔叶混交林。各类次生林，若林下以二色胡枝子占优势，在森林进一步破坏后，则形成二色胡枝子灌丛。

#### 2.4 暖温带落叶阔叶林的退化生态系统

暖温带落叶阔叶林破坏严重，大面积的退化生态系统以灌丛为主。并有小面积的山杨林、黑桦林，在海拔较高处有白桦林。这些退化森林，砍伐后也形成灌丛，灌丛进一步退化，则形成草丛，或称灌草丛，因草丛中仍有灌木散生。各类栎林砍伐后，由于它们的萌芽力较强，常形成灌木状的各种栎树萌生丛。由于栎林类别多，分布地不同，因此退化后的灌丛也有差异。分布在低海拔的栓皮栎林、槲树林及近海的麻栎林，严重破坏后为荆条所替代，这是暖温带低山丘陵最重要的退化生态系统。它的垂直分布高度为海拔 1000m 以下，一般在山坡坡麓，荆条常与酸枣形成酸枣、荆条灌丛。槲树林和槲栎林砍伐后，阳坡常形成荆条灌丛，阴坡则为三桠绣线菊灌丛所替代，在坡度平缓地段也可见平榛灌丛。平榛灌丛在辽宁东部、北京西部山地分布海拔为 200—1200m。在山西境内辽东栎林、槲树林破坏后也可被平榛灌丛所代替，分布海拔 1000—1800m。辽东栎林砍伐后的退化灌丛类别较多，主要有二色胡枝子灌丛、虎榛子灌丛、黄刺玫灌丛和土庄绣线菊灌丛。二色胡枝子灌丛，在辽宁东部 200—600m 为多种低海拔分布的栎林破坏后所形成，随着纬度向南，海拔升高，二色胡枝子灌丛的分布海拔为 500—1900m，主要为槲栎林和辽东栎林破坏后的退化灌丛。黄刺玫灌丛在山西中部和南部山地分布普遍，海拔 1000—1500m 的阴、阳坡均有分布。虎榛子灌丛也为辽东栎林破坏后的退化灌丛。这类灌丛生境相对较干燥。土庄绣线菊灌丛也是辽东栎林破坏后的退化类型，分布较广，其分布的垂直高度为 1300—2000m。各类退化灌丛的分布与其生物学特性有关。在温暖干燥的生境下，主要有荆条灌丛。三桠绣线菊灌丛和虎榛子灌丛较为耐寒耐干。平榛灌丛适于地形平缓、土层较厚的地段，对温度适应幅度较大。二色胡枝子灌丛与土庄绣线菊灌丛见于中生生境，较其他灌丛更为耐寒。它们的出现与原有森林所在地的生境，以及林下有无这类灌木的生长有关。在暖温带南缘的秦岭山地上，位于海拔 1200—1800m 的锐齿槲栎林，砍伐后首先成为美丽胡枝子灌丛。这些灌丛极不稳定，逐渐被黄栌灌丛、平榛灌丛或二色胡枝子灌丛所替代。锐齿槲栎林若被开垦后，它可形成蕨菜草地，其后发展为铁扫帚灌丛或短梗胡枝子灌丛，若受到保护，向平榛灌丛方向发展，逐渐由杨、柳混交林恢复到锐齿槲栎林（图 3）。在秦岭北坡的栓皮栎林开垦后形成以狗尾草（*Setaria viridis*）和马唐（*Digitaria* sp.）等组成的禾草草本阶段，并逐渐发展为以

蒿类为主的草本群落，如继续保护则逐渐被以多种胡枝子（多花胡枝子、兴安胡枝子、截叶胡枝子 (*Lespedeza cuneata*)、美丽胡枝子）组成的灌丛所替代，然后发展为黄栌灌丛。黄栌灌丛继续保护，可形成槲树林、山杨林、最终可恢复为栓皮栎林。

各种栎林破坏后的退化过程极其复杂，一般在形成栎树萌生丛或灌丛后，人类继续利用，主要用于打柴，砍杆及放牧，因此灌丛很难恢复。在暖温带山区到处可见的为大面积的灌丛，对灌丛若过度利用，则退化为白羊草 (*Bothriochloa ischaemum*)、黄背草 (*Themeda triandra* var. *japonica*)、野古草 (*Arundinella hirta*)、苔草等多种类型的草地。

### 3. 温带森林退化生态系统恢复途径的探讨

退化生态系统的恢复对策，应以植被演替规律为其理论依据，并要考虑不同树种、灌木、草种的生物学与生态学特征。被破坏生态系统所在地的坡向、坡位对森林恢复有重要影响，特别要重视土壤退化的程度，对土层厚度，土壤结构及肥力，应作深入研究。针对生态系统的不同退化阶段，采取恢复及重建人工生态系统的对策。



图 3 落叶阔叶林的退化过程概图

生态恢复是企图改变目前的生境，形成一个相似于历史上存在过的土著（原生）生态系统。以达到改善环境，提高系统生产力的目的，恢复过程的目的是对特有的生态系统结构和功能、多样性和动态的仿真。恢复的概念也就是在可能范围内，探讨对某些已被确定过去可能存在的物质重新配置。但是要精确确定历史上或近似历史上存在的生态系统及其功能过程是极为困难，而且生境也已发生了变化，仅有土著（原生）群落物种的完整名录要达到以上

二个目的也是困难的。因此有人建议恢复可有二种状况，一类是尽量符合恢复定义，严格的恢复（Restoration sensa stricto），是被破坏的生态系统尽量恢复成已确定的历史上存在的土著生态系统。另一种是广义的恢复（Restoration sensa lato）是企图寻找一个途径，停止其退化过程。这类恢复对退化严重生态系统是很有可能的。但无论那一种恢复途径，其最初目标是土著生物多样性保护和生态系统结构与动态的保护。重建（Rehabilitation）是为了修复被破坏生态系统的功能，提高对当地人民有利的生态系统生产力，并要尽快改善退化生态系统。重建目的也是与恢复的企图相似。以在可能范围内所确定和估计的土著（原生）生态系统结构与功能为依据，构成恢复的主要模式，其目的是建立生产力高自我维持的生态系统，以动、植物群落演替为其特征，在自然和人类适度干扰下有能力修复它们本身。恢复与重建的目的是尽可能回复到过去的能流和养分循环的途径，以及根据有效水分渗透和水分循环所必须条件的修复<sup>[16]</sup>。

对退化生态系统恢复所采取的途径，应根据生态系统的退化程度，采取相应的措施，也就是根据生态系统由于人为破坏后所处的次生演替阶段，进行恢复、重建和合理配置。如果生态系统退化不很严重，它只须采取简单方法，如停止砍伐、有意的火烧以及过度放牧，可使它恢复到土著、历史上的状态，在这种情况要随着时间而逐渐恢复，只须封山育林育草就能使之自然修复。大多数情况下，退化生态系统需要进行重建，也就是重新引入土著的动物、植物、微生物物种，并使土著重新发挥水分和养分循环功能，构成比较简单的生态系统，达到一定程度可更替的稳定状态。对退化生态系统的另一种恢复途径，是改善资源管理措施，它一定程度上可恢复到相对稳定状态，甚至可恢复到破坏前的原生的生态系统。退化生态系统在受到严重破坏后，超过不可逆的阈值，成为极度退化生态系统。不可逆的阈值是很难觉察或定量化的，一旦超过阈值，就必需采取各种措施，改善生境条件，例如需要重建种子库，重新引入土壤有机质和微生物，改善土壤，使其具有保水供水功能，使高等植物得以生长。由此可见，生态系统遭受破坏后，当某些条件已超过不可逆的阈值，使其自然恢复比较困难，必须采取措施，重建生态系统。在我国退化生态系统的恢复和重建的途径，主要采取封山育林，人工促进演替，以及人工造林等途径。

### 3.1 封山育林、育灌

在温带地区，大面积为退化生态系统所占据。在人力财力比较短缺条件下，封山育灌育林是确实可行的方法，已被广大群众所接受。但封山必须结合抚育，特别是对乔木萌生丛，如各种栎树萌生丛，通过封山，最易恢复成萌生林。但是由于乔木萌生丛常从树椿上萌出多条萌芽，若把萌生茎全部留下，势必使养分分散，各茎干均生长不良，不易发育成良好的森林。同时萌生丛是乔木与多种灌木混生，灌木之间以及灌木与乔木萌丛之间发生剧烈竞争，致使封山后的萌生丛，生长虽然茂密，随其自然竞争，将需很长的时间才能恢复。因此对萌生丛的封山，必须结合抚育，有意识地每丛保留2—3株生长健壮的萌生茎，疏伐过密的灌木，使之逐渐恢复成林。在北京山区已取得良好的经验。通过封山，在群落的覆盖度、物种多样性指数以及地上部生物量有明显的增长。如北京怀柔县云蒙山区北坡为辽东栎萌生丛，灌木优势种为三桠绣线菊灌丛，南坡则为荆条灌丛。封山3年、8年及未受保护的灌丛物种多样性及生物量有明显差异。阴坡封山后的效果更为显著，这是由于阳坡过去人为活动强烈，土层瘠薄，冲刷严重，因此封山后恢复很慢<sup>[17]</sup>。但这一地区仅封山未加以抚育，阴坡萌生林还尚未形成。

表 1 北京云蒙山不同封山时期生物量变化

	封山 8 年		封山 3 年		未保护
	北坡	南坡	北坡	南坡	西南坡
物种数	27	18	17	10	14
灌木生物量 (kg/ha)	18737.8	7029.98	10054.2	5542.9	2503.8
草本层生物量 (kg/ha)	869.2	1431.3	426.4	1535.6	764.7
总生物量 (kg/ha)	19607.0	8461.2	10480.6	7078.5	3268.5

重视乔木的自然更新也是育林的重要措施。在某些灌丛和草丛生态系统中常见有残存的散生乔木或幼树，对这类生态系统只须加以保护，便可得到逐渐恢复。根据山西太岳林区的经验，该林区在解放初原有约 3 公顷的华北落叶松残林，由于有母树的存在，通过 15 年的封山，在荒山上自然更新形成幼林 4 公顷，郁闭度达 0.8，每公顷平均 10000 株以上。山西省从 1957—1975 年，通过封山育林，扩大森林面积 33.4 万公顷，每年平均扩大约 1.85 万公顷，而费用只须护林费及抚育费（王义风 1991）。

同样在北京东灵山海拔 1700m 左右，原残存着几株华北落叶松，经过 10 几年后，其周围由于自然更新形成了小面积落叶松林。油松在有母树条件下，一般在灌木较稀疏、生境条件较好的阴坡更新良好。在灌丛过密情况下更新不良，在阳坡更新不良的原因是由于土壤干燥贫瘠所致。

臭椿在华北地区低山丘陵有广泛分布，在平均气温 7—18℃ 范围内可以正常生长，臭椿结实量多，种子较易成苗，同时根蘖繁殖，在约 500m<sup>2</sup> 范围内，形成幼树约 50 株，幼树树龄 2—6 年生，平均树高 2m，基径 2.8cm。这种现象在河北省较普遍，但封育后臭椿不成纯林，常有栾树 (*Koelreuteria paniculata*)、榆、栓皮栎等树种混生<sup>[7]</sup>。封山育灌、育草对于严重退化生态系统也是重要的恢复手段。灌丛草地虽是退化生态系统，但人们对它仍继续利用，如打柴、放牧等，使灌丛、草地生长低矮稀疏，覆盖度小，水土流失严重，土壤严重退化。这类严重的退化生态系统要自然恢复为原生森林生态系统，可能性极小。因此首先要封山育草、育灌，使植被的覆盖度增大，土壤有机质逐渐增加，改善土壤性能。这将是一个相当漫长的过程。在大面积严重退化的生态系统存在条件下，即使动用大量的人力物力加以重建人工生态系统，它的生长也受一定限制。因此，首先通过封山，进行一定程度的自然恢复后，使生境条件得到改善，在条件成熟后，再采用人工措施，重新组建人工生态系统。

栎树萌生林的合理抚育，也是促进森林恢复的主要措施。如位于海拔 700—800m 的、具中等厚度层土壤的阳坡、不同生长密度的 21 年生麻栎萌生林，每公顷 2055 株，生长高，蓄积量大，经试验证明 20 年生左右的萌生林，每公顷密度以 3000 株为宜，30 年生的以 2250 株为好，伐去过密萌生株，以保持合理密度<sup>[1]</sup>。

### 3.2 人工促进自然恢复

根据恢复的概念，是把现存的退化生态系统恢复到过去历史上存在的原生态系统。对于历史上存在的原生生态系统，目前只能凭残存的片断森林及不同演替阶段加以估测是有困难的。在我国温带森林中，唯有大兴安岭的寒温兴安落叶松和中温的红松阔叶混交林，有原生的生态系统残存。这两类森林分别为俄罗斯东西伯利亚落叶针叶林及远东部分的红松阔叶混交林的延伸，它们在区系组成中极为一致，因此估测其原生类型困难不大。唯有在暖温带森林区域所分布的各类森林，人为破坏极为严重。目前被认为是原生生态系统多为破坏后逐渐

恢复的中龄林，它们并未达到成熟林阶段。目前中龄原生落叶阔叶林只能与世界相似纬度的原生落叶阔叶林加以对比后，初步确定，目前的中龄落叶阔叶林是否为正向原生型落叶阔叶林发展的前极阶段。

地处北美的加拿大中部的落叶阔叶林，组成森林中最主要的种类为 *Acer saccharum*, *Fagus grandifolia*, *Quercus rubra* 和 *Ulmus americana*。其次为 *Acer rubrum*, *Carya cordiformis*, *C. ovata*, *Fraxinus americana*, *Quercus salba*, *Q. macrocarpa*, *Q. palustris*, *Q. velutina*, *Betula papyrifera*, *Populus seratina*, *Tilia americana* 和 *Salix nigra*，它们中有的也可以成为乔木层的优势种。针叶树种类较少，有 *Pinus strobus*, *Tsuga canadensis*, *Juniperus virginiana* 等。总之，加拿大中部的落叶林的主要组成科属与我国落叶阔叶林极为相似。落叶阔叶林由于分布地生境不同，又可分为以多种栎树为主的干旱森林和以 *Acer saccharum* 占优势并伴生有较多的 *Fagus grandiflora*, *Quercus spp.* 和 *Fraxinus americana*, *Acer rubrum* 的干中生森林。在中生生境下 *Acer saccharum* 占有绝对优势，伴生有 *Fagus grandiflora* 和 *Fraxinus americana*<sup>[19,20]</sup>。

位于东欧的波兰东北部的 *Bialowieza* 的落叶阔叶林，其区系组成以菊科、禾本科、蔷薇科和石竹科植物为主，与我国北京山区栎林的科属特征极其相似。唯在北京栎林的区系中石竹科植物不明显，而毛茛科、豆科植物较多<sup>[9]</sup>。*Bialowieza cordata*, *Acer platanoides*, *Carpinus betulus*, *Tilia platyphyllos*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer campestre*, *Populus tremula*. *Betula pendula*, *B. pubescens*, *B. carpatica*, *Ulmus glabra*, *U. minor*, *U. laevis* 等，针叶树有 *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Taxus baccata*。这些树种组成多样的落叶阔叶林类型，分布最大的为中生的椴、鹅耳枥林，伴生种有云杉、槭。灌木层为各种榛子和卫矛 (*Euonymus*)。其他有生境偏干的栎林，以及松、栎混交林和云杉、栎混交林。在湿地上有榆树、赤杨、白蜡林等。泛滥地上主要有柳树林和柳丛。这些森林的林龄约在 100—280 年之间<sup>[21]</sup>，它们组成的种类均与我国中龄落叶阔叶林的种类组成均属同属不同种的成分，具有原生生态系统相似的种类。

在初步阐明各类生态系统的结构组成及演替规律的基础上，我们可对不同类型的退化生态系统采用相应的人工促进恢复措施。

白桦林通常为寒温针叶林退化后所形成，通常在有云杉种源情况下，白桦林下常有云杉幼苗和幼树，而在无种源情况下，常为白桦纯林。这就给人以启示，为了恢复山地森林多样性，要恢复各类云杉林，可将白桦林进行带状皆伐，补植云杉，待云杉生长后，首先会形成白桦、云杉混交林，然后白桦逐渐被替代，恢复为云杉林。云杉林通常以小块皆伐为主，迹地上也可能被落叶松侵入，在落叶松林下，见有云杉幼苗或幼树，可形成混交林，或逐步恢复为云杉林。

落叶松林为阳性树种，是人类主要的木材资源，因此，合理的森林经营是森林自我维持的重要措施。对这类在砍伐迹地上能自然恢复的树种，最重要的是保持其种源，在采伐地上留下部分母树，利用它的自然更新的能力，恢复落叶松林。特别是在各种过熟森林的皆伐时，林地上保护好各类树种的幼苗，这样可以很快达到更新标准，或经少量补植即可达到更新，能提前 20—30 年恢复成林，这对加速森林恢复具有重要意义。

中温带针阔混交林由于红松强度择伐而形成多种阔叶混交林，由水曲柳、核桃楸、黄檗、紫椴、色木槭等所组成。这类阔叶林还保留着一定原生生境，由于缺乏红松种源，难以

恢复成红松阔叶混交林。根据演替规律提出栽针保阔的措施，以人工促进自然恢复，也就是在阔叶混交林内，隔一定距离呈带状伐去阔叶树，补植红松，使原有的阔叶树与后补植的红松呈带状分布，逐步发展为红松阔叶混交林，这一措施已取得成功的经验，并在东北林区加以推广。

红松阔叶混交林的合理经营方式，可保持这类森林的持续利用，既利用了森林资源，又能自然恢复原来的林分。如吉林省大兴沟林业局对阔叶、云冷杉、红松混交林采用中强度择伐，伐后保留大、中、小径级的针、阔叶树约300株以上，保留蓄积量80—100m<sup>3</sup>，伐后20年，林分蓄积量又达伐前水平，每公顷平均年生长量约5m<sup>3</sup>，又可进行择伐。如果把红松阔叶混交林皆伐，伐后需要人工种植红松或落叶松林，即使这些人工林能够成林，但在20年内，每公顷蓄积量落叶松最多达100m<sup>3</sup>，红松则更少。据预测人工落叶松林需50年，红松需80年以上才能采伐利用。尤其红松在全光下造林，虽能成活，但由于结实早，分枝早，生长不如天然林内。对红松阔叶混交林择伐强度过大，伐去林内红松和珍贵阔叶树，留下一些伴生树种，则会使红松阔叶混交林不易促进自然恢复<sup>[6]</sup>，因此森林合理经营是天然森林恢复和自我维持的关键。

### 3.3 混农林业 (Agroforestry)

这是使大面积退化生态系统重建的一种途径。虽然它不可能恢复为原生性的生态系统，但是可中止系统继续退化，改善环境，增加经济收益。因此混农林业是一类受控的生态系统，是以林业或农业为基础，混农林业在中国已结果，有丰富的经验。在黄淮海平原种植泡桐 (*Paulownia fortunei*)，利用泡桐出叶晚、落叶早、根系深的特点，在农田中种植泡桐可使作物与泡桐利用不同时间的光照和不同深度的土壤肥力，既增加地表植被的覆盖率，又增加经济收益，泡桐的木材具有较高的经济价值。核桃 (*Juglans regia*) 是低山丘陵重要的经济林木，在北京山区海拔800m以下，河北、山西、河南等地均可种植，以褐土上生长为宜。坡地种植核桃，应修成水平梯田。由于果木栽培到结果，至少需3—5年或须更长时间，不能很快收到经济效益，而混农林业，在核桃园内种小麦、大豆或土豆，能取得良好的效果。一般核桃树之间间距大，林间空地的土壤裸露，不易保墒。如果在果树间间作果农作物，通过耕作、施肥，使土壤疏松保墒，有利于核桃生长，也使居民当年受益<sup>[11]</sup>。在混农林业中，除各种杨树，刺槐 (*Robinia pseudoacacia*) 等用材树种外，果树常为混农林业的主要成分。果木的幼树之间，一般间距较大，通常可种植蔬菜、药材、作物等草本植物，构成多层次结构的植物群落，这对水土保持，改善生态环境，增加经营收入均是有益的。

### 3.4 已有人工林的综合评价

在温带地区的造林树种，主要来自当地土著树种和灌木。人工针叶林中主要有多种落叶松、红松、油松、侧柏和白皮松等。人工阔叶林有水曲柳、春榆、紫椴、核桃楸、栓皮栎和刺槐等。这些人工林的组建均已获得良好经验，寒温与中温带人工促进天然恢复，森林合理经营以及人工林的营造已取得较多经验。暖温带中低山丘陵是人为干扰最严重的地方，也是严重退化的生态系统，也是造林困难的地段。

人工造林树种选择，主要营造土著树种，刺槐也适合于暖温带生长，但它们耐干旱贫瘠生境有一定差异，以北京西山的人工林为例，几种人工林的基本特征如表2所示，平均胸径及平均树高均以油松与栓皮栎混交林最大。同为油松林，由于所处坡向不同，阴坡的生长明显优于阳坡<sup>[10]</sup>。

表 2 北京西山人工林基本特征

类别	林龄 (年)	海拔 (m)	坡向	密度 (株/ha)	平均胸径 (cm)	平均高度 (m)	平均生长量	
							胸径 (cm)	高度 (m)
油松林	28	300	南	1700	7.9	4.8	0.28	0.17
油松林	28	300	北	1700	8.4	5.5	0.30	0.20
栓皮栎林	26	200	南	2933	6.5	6.0	0.25	0.23
刺槐林	31	180	东南	1750	8.3	7.0	0.27	0.23
侧柏林	31	200	南	3050	5.6	4.0	0.18	0.13
油松与栓 皮栎混交林	31	250	东向	919	11.78	7.6	0.38	0.25
	27		坡谷		11.62	8.7	0.43	0.32

人工林生物量受到立地条件及林木的密度深刻的影响，如表 3 所示，栓皮栎林的生物量最大。这是由于林分密度最大所致，而刺槐林虽然密度与油松林相类似，但乔木层生物量是仅次于栓皮栎林。油松是暖温带的主要造林树种，它们林分密度应根据立地条件的优劣及造林目的来决定，在立地条件较差的低山区，初植密度约为 5300 株/公顷为宜；而生境条件好的地段，密度最大不超过 6660 株/公顷。总之造林的密度可因地而宜，以每公顷 4410 – 6660 株为佳<sup>[15]</sup>。

表 3 人工林生物量

类别	乔木层生物量	灌木、草本生物量	人工林总生物量	人工林平均生产力
	t/ha	t/ha	t/ha	t/ha.yr
油松林（南坡）	29.13	8.98	33.08	1.36
油松林（北坡）	42.46	6.55	48.68	1.74
栓皮栎林	53.64	4.58	58.22	2.24
刺槐林	48.62	24.43	73.05	2.36
侧柏林	32.58	7.17	39.75	1.28
油松与栓皮栎混交林	40.51	3.63	44.16	

实践证明，在同样生境下营造混交林优于纯林。油松常与多种阔叶林或针叶林形成混交林，在北京西山，油松、元宝槭 (*Acer truncatum*) 混交林在海拔 400 – 800m 阴坡的厚土层上生长良好。油松 29 年生、元宝槭 27 年生的混交林，林分蓄积量为 87.26m<sup>3</sup>/ha，而油松与元宝槭纯林的蓄积量分别为 83.67m<sup>3</sup>/ha 和 60.55m<sup>3</sup>/ha。在辽宁阜新县大板林场 24 年生的油松、色木槭混交林，其高度与胸径均大于油松纯林。30 年生的油松、侧柏混交林，其林分蓄积量是也于各自的纯林。同样，油松、麻栎混交林的生长蓄积量亦高于纯林（表 4）。

影响人工林生长的重要因素是坡向和土层厚度。任何树种包括耐贫瘠的侧柏，在厚层土上生长均优于薄层土。

华山松主要分布在我国亚热带西部山地以及暖温带的西南部，华山松人工林在胶东丘陵海拔 600 – 1200m，阴坡和阳坡的中厚层土壤上引种成功，海拔以 800m 以上生长为宜。在 6 年生以后，华山松的平均树高 5 – 8m，胸径 8 – 14cm，每公顷蓄积量为 25.05 – 103.5m<sup>3</sup>，树干通直，生长良好。华山松需要温凉湿润的生境。土层厚度对华山松生长具有深刻影响，生长在土层厚度 20cm、33cm 和 62cm 的山地上的华山松，年生长量可相差显著。

人工林营造尚需要时间的检验，目前人工林大多在建国以后营造的，约 30 – 40 年生。

暖温带虽然温度条件较好，但湿度条件较差，加上土壤退化，人工林的生长速度较慢，难与亚热带地区相比拟，但无论是温带、亚热带或热带利用当地树种进行生态系统的重建的方向是正确的。东南亚地区的热带，利用土著珍贵树种重建热带森林取得显著成效<sup>[22]</sup>。重建后的森林是否成功，应有一定的测定标准，Ewel 提出以下衡量的标准<sup>[18]</sup>：

1. 系统能否持久，这一新系统是自我维持，还是必须以辅助措施进行维持；
2. 对外来种侵入的脆弱性，也就是这一新系统能否抵抗其他物种的侵入；
3. 生产力，新系统的生产力是否与原生生态系统相似；
4. 养分的持留量即养分循环的有效性如何；
5. 生物的相互作用，主要的动物和植物种是否存在。

目前中国人工林由于林龄较小，且研究不够，因此目前很难加以衡量，但无论如何能造林成功，并郁闭成林，是最重要的一步。今后对人工林的研究与监测，将会为中国森林的恢复与重建提供重要依据。温带森林生态系统的演替规律虽或多或少有所了解，但是深入研究很少，特别是从各类森林退化为不同的灌丛和草地的逆向演替系列，了解不够。生境特别是土壤退化程度缺乏研究，这对森林生态系统的恢复和重建带来一定障碍。关于原生生态系统和退化生态系统的区分，也存在一定的困难，如落叶松林，兴安落叶松林和华北落叶松林被认为是原生类型，而长白落叶松林是退化森林。而前两种落叶松林在云杉林破坏后又可以首先侵入，后又逐步被替代。似乎既有原生性亦有次生性。

表 4 人工混交林和纯林的生长状况\*

立地条件	人工林类型	树种	年龄 (年)	平均高 (m)	平均胸径 (cm)	密度 (株/公顷)	林分蓄积量
北京西山 低山阴坡 中上部土 壤深厚	油松、元宝槭混交林	油松	29	7.5	13.2	1051	87.26
	油松纯林	油松	29	7.2	13.0	1702	83.67
	元宝槭纯林	元宝槭	25	6.0	6.3	5600	60.55
	油松、侧柏	油松	30	6.62	11.4	661	38.99
北京西山 低山阳坡 下部厚层 土	栎混交林	侧柏	30	6.71	10.0	697	38.99
	油松纯林	油松	30	5.86	10.3	1408	33.35
	侧柏纯林	侧柏	30	6.93	9.3	1428	26.61
	油松、栓皮栎	油松	27	6.4	9.8	692	55.04
北京西山 低山阳坡 下部厚层 土	栓皮栎纯林	栓皮栎	28	7.7	9.0	1224	55.04
	油松纯林	油松	27	4.2	7.2	1854	21.54
	栓皮栎纯林	栓皮栎	28	7.6	8.0	1880	40.38
	油松、麻栎	油松	23	7.6	10.7	1225	47.69
山东临朐 海拔 500m 阳坡中下 部中层土	混交林	麻栎	24	7.0	10.5	350	47.69
	油松纯林	油松	23	7.0	10.4	1320	36.58
	麻栎纯林	麻栎	24	6.2	8.3	1395	32.36
	油松、色木	油松	24	8.23	72		
辽宁启新 县大板林 场樱桃沟	混交林	色木					
	油松纯林	油松	24	7.20	10.4		

\* 引自徐化成，1990

暖温性针叶林的油松林、华山松林等是原生类型还是次生类型也值得商榷。落叶阔叶林与针叶林的相互关系并不清楚，有人认为暖温带地带性森林为松、栎林。作者认为应为落叶阔叶林，在相对干燥的生境下应为栎林，在中生生境下应为以栎为主的多种阔叶树混交林。在欧洲，一般认为松林是阔叶林破坏后的先锋林，在我国亚热带常绿阔叶林地区，各类松林均认为是退化生态系统，是逐渐向顶极群落发展的一个演替阶段。油松林大部分为中龄林，林下更新不良，或有少量栎类或油松的幼苗，其发展趋势暂时尚难以预料。侧柏林是在严重退化生境下生存的一类森林，也可视为偏途顶极。但有人认为在环境改善后，可为栎林所替代，这些问题均值得进一步研究。

### 参 考 文 献

- [1] 山东森林编辑委员会编著, 1986, 山东森林, 中国林业出版社
- [2] 山西森林编辑委员会编著, 1992, 山西森林, 中国林业出版社
- [3] 中国科学院《中国自然地理》编辑委员会, 1984, 中国自然地理气候, 科学出版社
- [4] 中国科学院黄土高原综合考察队, 1991, 黄土高原地区植被资源及其合理利用, 中国科技出版社
- [5] 任美锷, 1985, 中国自然地理纲要, 商务印书馆
- [6] 吉林森林编辑委员会编著, 1988, 吉林森林, 吉林科学出版社, 中国林业出版社
- [7] 河北森林编辑委员会编著, 1988, 河北森林, 中国林业出版社
- [8] 吴征镒主编, 1980, 中国植被, 科学出版社
- [9] 陈灵芝, 1985, 北京山区的栎林, 植物生态学与地植物学丛刊 9 (2): 101—111
- [10] 陈灵芝等, 1990 京津地区植被生态学研究, 中国科学院植物研究所, 动物研究所编著, 京津地区生物生态学研究, 海洋出版社, 1—13 页
- [11] 陈灵芝等, 1994, 从生态学观点谈山西省发展大农业某些问题, 植被生态学研究, 姜恕主编, 科学出版社 338—351 页
- [12] 林业部调查规划院主编, 1979, 中国山地森林, 中国林业出版社
- [13] 周以良, 1991, 中国大兴安岭植被, 科学出版社
- [14] 张仰渠主编, 1991, 陕西森林, 陕西科学技术出版社, 中国林业出版社
- [15] 徐化成主编, 1993, 油松, 中国林业出版社
- [16] Aronson J et al., 1993, restoration and Rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A. view from the south, Restoration Ecology 1 (1): 8—17
- [17] Dai Xiao-bing et al., 1990. The Restoration of the destroyed forest vegetation in Yunmeng Mountain, Beijing. Vegetatio 87: 145—150
- [18] Ewel J. J., 1987, Restoration is the ultimate test of ecological theory. In: Jordan III, W. R. Gilpin, M. E. & Aber J. D. (Eds) Restoration Ecology. Cambridge University Press. Cambridge. P31—33
- [19] Maycock P. F., A quantitative ecological comparison of southern Canada and Japan. In J. T. Curtis Fifty years of Wisconsin plant Ecology, Wisc Acad Sci., Arts & Lett. 269—288
- [20] Maycock P. F., 1990, The Natural Landscapes of Central Canada. Nat. Hist. Res. No. 1: 11—30
- [21] Falinski J. B., 1986, Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests, Dr. W. Junk Publishers
- [22] Lieth H. and Lohmann M., 1991, Restoration of Tropical Forest Ecosystems. Kluwer Academic Publishers

## 8 中国西南亚高山森林生态系统退化趋势和防治对策

刘照光 陈庆恒

(中国科学院成都生物研究所, 成都 610041)

### 1. 概况

中国西南部的亚高山森林主要分布于甘南、川西、滇北及青藏高原的东南部, 包括甘南白龙江、洮河流域山地、四川岷江、大渡河、雅砻江诸流域上游山地, 云南金沙江、澜沧江、怒江上游山地、西藏雅鲁藏布江峡谷地区及喜马拉雅山南麓部分地方。境内大部山势陡峻、河谷幽深、岭谷相间排列, 为典型的高山峡谷地貌, 一般切割深度在 1500—3000 米之间, 山峰常超过海拔 5000 米。随着干流侵蚀基准的降低, 支流水流也剧烈侵蚀下切, 形成沟谷地形显著的特点, 坡度一般多在 30—50 度之间。其地层组成复杂, 在喜马拉雅——岗日嘎布——伯舒拉岭一线以南, 基岩出露最广的是前寒武系深变质岩(包括结晶灰岩、各类片麻岩和混合岩)及燕山期花岗岩。此线以北, 三叠系、侏罗系的海相地层分布较广, 而石炭系、二叠系、白垩系、泥盆系等的海相地层也较常见。岩性多为石灰岩、大理岩、砂岩、片岩和千枚岩。岩石破碎, 风化强, 坡面松散堆积物质丰富, 稳定性差, 极易发生崩塌、滑坡、泥石流等山地灾害<sup>[2]</sup>。

随区域地形整体抬升, 气候变冷, 地带性亚热带气候除东南边缘外已基本消失。但受大地形和纬度增高的影响, 从东南至西北出现由暖至冷的气候类型变化, 不同山体在所依附的基带上, 由下到上出现山地气候类型的演变, 直至极高山地进入高山冻原带的极寒气候, 气候垂直分异明显。由于水热资源垂直和水平方向的明显差异, 森林的分布高度、幅度、类型、结构和适生树种在各地均有所不同。在高原地形和环流系统影响下, 等温面抬升, 宜林气候区高度位置随之上移, 森林分布上限海拔高度呈现西高东低, 南高北低的现象。其中, 亚高山森林分布最东边的四川盆地西缘山地和南面的藏东南及滇西高黎贡山等地, 气候温湿, 宜于喜阴偏湿性树种生长, 森林组成树种类多, 类型多样, 结构复杂; 大渡河、雅砻江、金沙江、澜沧江、怒江中上游及其支流高山峡谷区, 气候干暖, 多为喜阴耐旱的树种生长, 结构简单。亚高山森林占据山地中部以上地方, 直至树木上线, 构成寒温性森林<sup>[14]</sup>。但位于不同地域, 山体大小, 其垂直带组合, 上下限变化等差异较大。中国西南部主要山地森林垂直带谱如下:

#### 滇西北亚热带北部的垂直带系列

半湿润常绿阔叶林带	1900—2500 米
湿性常绿阔叶林带	2500—2900 米
云南铁杉林及常绿针、阔叶混交林带	2900—3200 米
云冷杉林带	3100—4100 米
高山灌丛和高山草甸带	4000—4700 米

高山松林、落叶松林和硬叶常绿阔叶林交错分布于一定高度范围的林带之中。	
西藏东南部半湿润山地垂直带系列（雅鲁藏布江中、下游及其支流）	
常绿阔叶林带	1900（2000）—2500（2700）米
针叶、阔叶混交林带	2500（2700）—3500米
亚高山针叶林带	3500—4100（4300）米
高山草甸、灌丛带	4100（4300）—4500（4800）米
西藏东部半湿润山地垂直带系列（横断山脉纵谷地区）	
干旱河谷灌丛带	2300—3100米
亚高山针叶林带	3100—4100（4600）米
高山灌丛、草甸带	4100—4700（5500）米
川西南山地植被垂直带系列	
干热河谷灌丛带	700—1500米
常绿阔叶林带	1500—2600（2800）米
亚高山针叶林带	2600（2800）—3800（4000）米
高山灌丛、草甸带	4000—4500（4800）米
盆地西缘山地植被垂直带系列	
常绿阔叶林带	1800米以下
常绿与落叶阔叶混交林带	1800—2200米
亚高山针叶林带	2200—3200（3600）米
亚高山灌丛草甸带	3200（3600）米以上
岷江中、上游植被垂直带系列	
常绿阔叶林或干旱河谷灌丛带	1600（2000）米以下
常绿与落叶阔叶混交林带	1600—2000米
亚高山针叶林带	2000—3600（3800）米
高山灌丛、草甸带	3600（3800）—4400米
雅砻江中游植被垂直带系列	
干旱河谷灌丛带	2400—3000米
亚高山针叶林带	3000—3800（4000）米
高山灌丛、草甸带	3800（4000）—4500米

亚高山森林以针叶林优势类型为代表，实际包括铁杉（*Tsuga*）、槭（*Acer*）、桦（*Betula*）林、云杉（*Picea*）林、冷杉（*Abeis*）林、落叶松（*Larix*）林、圆柏（*Sabina*）林、高山松（*Pinus densata*）林和硬叶常绿阔叶林（*Quercus* 高山栎组）。从垂直带谱结构分析，中国西部亚高山森林在一般情况下，上限均为高山灌丛草甸带，下限在各大江河上游多为干热或干旱河谷灌丛，东南周边下限为常绿阔叶林，人类活动频繁，多垦殖为农耕地。受气候、地质、地貌等自然背景影响，森林生态系统处于比较脆弱的环境条件，森林生境的不稳定性较为突出，一旦破坏，极难恢复<sup>[4,7,8]</sup>。

## 2. 亚高山森林生态系统的特点

### 2.1 亚高山森林的植物种类组成复杂多样

#### 2.1.1 典型的亚高山森林生态系统（原生性森林）

中国西南部亚高山原生性森林类型繁多，组成植物复杂，主要原生性森林有三大类，即亚高山常绿针叶林、亚高山落叶针叶林和硬叶常绿阔叶林，分别叙述如下。

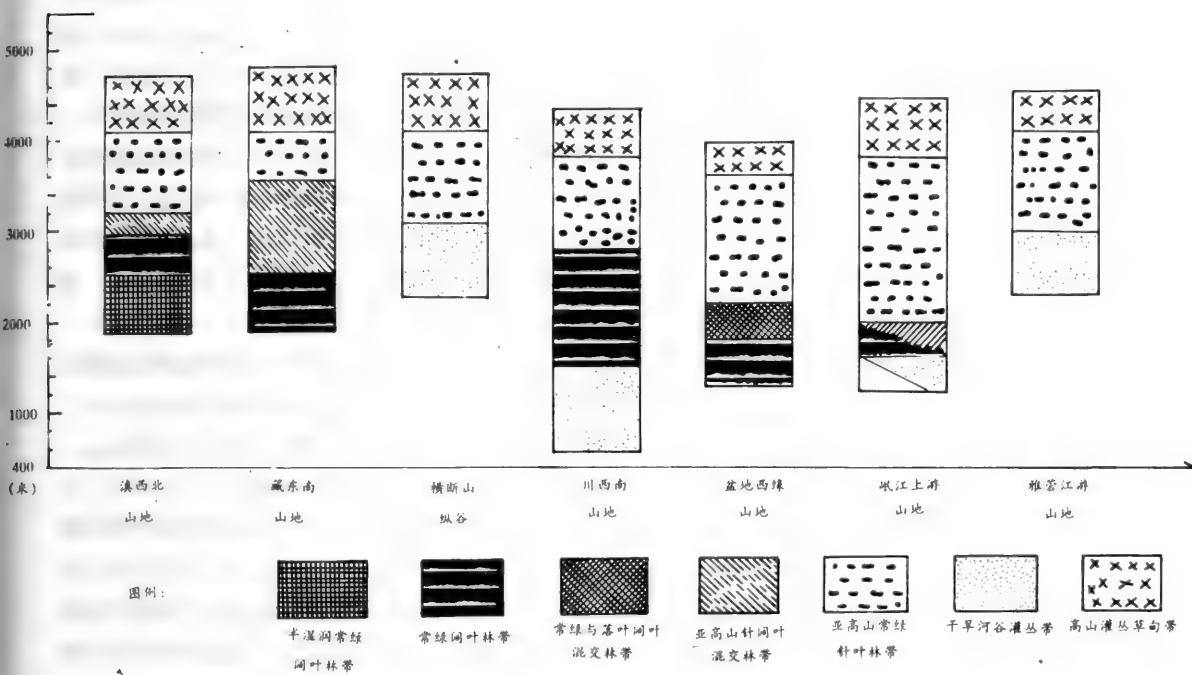


图1 中国西南部山地森林垂直带谱比较图

### (1) 亚高山常绿针叶林

亚高山常绿针叶林，又称寒温性针叶林或阴暗针叶林，主要分布于西南部地区亚高山中上部，能适应冷凉湿润的气候，并形成较为稳定的植被垂直地带，一般分布海拔2400—4200米之间，零星散生可下延至海拔2200米，上限即森林分布上线。它们是亚高山森林的主体，其种类成份往往由冷杉属、云杉属植物占绝对优势。乔木层中常见的常绿针叶乔木建群种有高山松 (*Pinus densata*)、华山松 (*P. armandii*)、油松 (*P. tabulaeformis*)、铁杉 (*Tsuga chinensis*)、云南铁杉 (*T. dumosa*)、川西云杉 (*Picea likiangensis* var. *balfouriana*)、紫果云杉 (*P. purpurea*)、青松 (*P. wilsonii*)、麦吊杉 (*P. brachytyla*)、油麦吊杉 (*P. brachytyla* var. *complanata*)、云杉 (*P. asperata*)、丽江云杉 (*P. likiangensis*)、林芝云杉 (*P. likiangensis* var. *lonzhiensis*)、长叶云杉 (*P. smithiana*)、黄果云杉 (*P. likiangensis* var. *hertella*)、鳞皮冷杉 (*Abies squamata*)、长苞冷杉 (*A. georgei*)、急尖长苞冷杉 (*A. georgei* var. *smithii*)、黄果冷杉 (*A. ernestii*)、川滇冷杉 (*A. forrestii*)、苍山冷杉 (*A. delavayi*)、岷江冷杉 (*A. faxoniana*)、峨眉冷杉 (*A. fabri*)、中甸冷杉 (*A. ferreana*)、墨脱冷杉 (*A. delavayi* var. *motuoensis*)、喜马拉雅冷杉 (*A. spectabilis*) 等，散生或呈小片分布的还有亚东冷杉 (*A. densa*)、白皮云杉 (*Picea aurantiaca*)、西藏云杉 (*P. spinulosa*)、康定云杉 (*P. likiangensis* var. *montigena*)、鳞皮云杉 (*P. retroflexa*) 等，其中云杉属植物约占全国种类的50%以上，冷杉、松属也有类似的情形。以贡嘎山地区为例，冷、云杉二属共十五种，占四川冷、云杉属植物的60%。另外，较多的种类有大果圆柏 (*Sabina tibetica*)、塔枝圆柏 (*S. komarovii*)、方枝柏 (*S. saltuaria*)、密枝圆柏 (*S. corallium*)、垂枝香柏 (*S. pingii*)、松潘叉子圆柏 (*S. vulgaris*

*var. erectopalens*)、滇藏方枝柏 (*S. wallichiana*)、丽江铁杉 (*Tsuga forrestii*)、矩鳞铁杉 (*T. oblongisquamata*)、巨柏 (*Cupressus gigantea*) 等。在甘南、川西、滇西北、藏东南集中如此众多的常绿针叶树种，构成连续分布的浩瀚森林，在世界同类森林中是少有的，而且大部分种类为该区域特有或我国特有，以川西北山地为例，云杉属植物中我国特有种占 36%，冷杉属中我国特有种占 33%，园柏属中我国特有种占 40%。这些丰富多样的建群植物，它们不仅可由单一种类构成单优种群落，也可由同属的二至三种植物一起构成多优种群落，在许多地方还能够由冷、云杉属各有一种参加乔木层，形成双优种群落。此外，乔木层中还常常渗入一些阔叶树种，如白桦 (*Betula platyphylla*)、山杨 (*Populus davidiana*)、高山栎类 (*Quercus* spp.) 等。

在常绿针叶林下，视林冠的郁闭程度差异和各地区及不同生境条件下，灌木层植物的组成种类成分与盖度，变化甚大。一般情况下常见的有刚毛杜鹃 (*Rhododendron radendum*)、黑鳞杜鹃 (*Rh. nigropunctatum*)、粉红杜鹃 (*Rh. fargesii*)、杜鹃 (*Rh. velleereum*、*Rh. aganniphum*、*Rh. lacteum*、*Rh. brevistylum*、*Rh. cephalanthum*)、小叶忍冬 (*Lonicera microphylla*)、柳叶忍冬 (*L. lanceolata*)、齿叶忍冬 (*L. setifera*)、冰川茶藨子 (*Ribes glaciale*)、柱腺茶藨子 (*R. orientale*)、粉叶绣线菊 (*Spiraea compsophylla*)、高山绣线菊 (*S. alpina*)、绢毛蔷薇 (*Rosa sericea*)、红花蔷薇 (*R. moyesii*)、峨眉蔷薇 (*R. omiensis*) 等等，不下数十种植物，尤为突出的是在湿度较大的地方，由箭竹属的冷箭竹 (*Sinarundinaria fangeana*)、箭竹 (*S. nitida*) 等形成特有常绿竹类层片，其盖度可达 90% 以上。

常绿针叶林下草本层植物种类较多，在林相较好的群落内，因上层植物的荫蔽，一般分布稀疏且不均匀，常在林缘或灌木盖度较小的地方形成小群聚。常见的种类有糙野青茅 (*Deyeuxia scabrescens*)、光盘早熟禾 (*Poa elanata*)、疏花早熟禾 (*P. chlaraantha*)、阔柄蟹甲草 (*Cacalia latipes*)、双色蟹甲草 (*C. davidi*)、山酢浆草 (*Oxalis griffithii*)、高山露珠草 (*Circaeа alpina*)、轮叶景天 (*Sedum verticillatum*)、紫花碎米荠 (*Cardamine tangutorum*)、中华槲蕨 (*Drynaria baronii*)、双叉细柄茅 (*Ptilagrostis dichotoma*)、穗序野古草 (*Arundinella chenii*)、鹅冠草 (*Roegneria parvigluma*)、短芒治草 (*Koeleria litwinowii*)、升麻 (*Cimicifuga foetida*)、匙叶翼首花 (*Pterocephalus hookeri*)、黄帚橐吾 (*Ligularia virgaurea*)、滇藏柳叶菜 (*Epilobium wallichianum*)、白花草莓 (*Fragaria vesca*)、凤仙花 (*Impatiens margaritifera*)、丝办芹 (*Acronema tentrum*)、唐古特青兰 (*Dracocephalum tanguticum*)、滇西莓 (*Rubus yui*)、云南景天 (*Sedum yunnanense*)、川滇唐松草 (*Thalictrum finetii*)、苔草 (*Carex* spp.)、三角叶假冷蕨 (*Pseudocystopteris subtriangularis*)、云南羊茅 (*Festuca vierhapperi*)、大头蓟 (*Cirsium lidjiengense*)、西南鸢尾 (*Iris bulleyana*)、滇黄芩 (*Veratrilla baillonii*)、喜马拉雅大黄 (*Rheum emodii*) 等，草本层植物种类十分丰富，有时在一个 400m<sup>2</sup> 的样地内，可多达 50 余种、30 余属、20 余科。一般盖度不会超过 50% 种类与盖度的地域差异也很大。亚高山常绿针叶林，特别是相当一部分的冷、云杉林内，空气湿度大、洼地被发育良好，长松萝 (*Usnea longissima*) 挂满树枝树干。山羽藓 (*Abietinella abietina*)、锦丝藓 (*Actinothuidium hookri*)、曲尾藓 (*Didemnum scoparium*)、薄齿藓 (*Leptodontium sp.*)、细湿藓 (*Campylium hispidulum*)、喜马拉雅星塔藓 (*Hylocomiastrum himalayanum*)、毛疏藓 (*Ptilium cristacostriensis*)、桧叶大

金发藓 (*Polytrichum junioerinum*) 等藓类和叶苔 (*Junfermannia allenii*)、大萼苔 (*Cephaloxia elae* sp.) 等苔类，有时可多达 30 余种，最大厚度可达 10 余厘米，最大盖度可达 95%。

亚高山常绿针叶林中常见的层外植物有藤山柳 (*Clematoclethre lasiocleda*)、刚毛藤山柳 (*C. scandens*)、木天蓼 (*Actinidia polygama*)、须蕊铁线莲 (*Clematis pagonandra*)、大花绣球藤 (*C. montaina* var. *grandiflora*)、西藏菝葜 (*Smilax glaucophylla*)、毛唇独蒜兰 (*Pleione hookeriana*)、龙骨书带蕨 (*Vittaria carcinia*)、尾头假瘤蕨 (*Phymatopsis stewartii*)、圆锥路蕨 (*Mecodium pariculiflorum*)、北五味子 (*Schisandra chinensis*)、五叶木通 (*Akebia quinata*) 等藤本植物与附生植物，也依群落所处位置与林分结构的差异，种类发生变换，数量多少不一<sup>[7,2,3,14,15]</sup>。

### (2) 亚高山落叶针叶林

亚高山落叶针叶林广泛分布于川西、滇东北、藏东南的亚高山地区，一般所占幅度为海拔 3700 至 4400 米之间，纬度偏南的地方最高可达海拔 4700 米左右，纬度偏北的局部地段可下延至海拔 3200 米附近，是亚高山森林中垂直分布最高的植被类型之一。常呈团块状或狭带状分布于云、冷杉林或高山松林的上部，其上限为高山灌丛或高山草甸。西南部地区的主要落叶针叶树种有红杉 (*Larix potaninii*)、大果红杉 (*L. potaninii* var. *macrocarpa*)、四川红杉 (*L. mastersiana*)、西藏红杉 (*L. griffithiana*)、喜马拉雅红杉 (*L. himalaica*)、怒江红杉 (*L. speciosa*) 等种，能够成为乔木层建群种形成大面积森林的只有大果红杉和红杉，其余几种仅形成小块状单优种群落。亚高山落叶针叶林因林冠郁闭度小，林内疏透通光，又称为“明亮针叶林”。乔木层中有时亦有少量的冷杉、云杉、杨、桦等混生。灌木层植物种类丰富，有时盖度可达 80%，以多种杜鹃占优势，如植株高大的大叶型的二色杜鹃 (*Rhododendron dichroanthum*)、银叶杜鹃 (*Rh. aganiniphum*)、凝毛杜鹃 (*Rh. agglutinatum*) 与小叶型的毛喉杜鹃 (*Rh. cephalanthum*)、夺目杜鹃 (*Rh. arizelum*)、山育杜鹃 (*Rh. oreotrephea*) 等，其他种类有湖北花楸 (*Sorbus hupehensis*)、高山绣线菊 (*Spriaea alpina*)、金露梅 (*Potentilla fruticosa*)、峨眉蔷薇 (*Rosa omeiensis*)、散生栒子 (*Cotoneaster divaricatus*)、小叶栒子 (*C. microphyllus*)、冰川茶藨子 (*Ribes glaciale*)、假苞忍冬 (*Lonicera chlamydata*)、西南绣球 (*Hydrangea davidii*)、具鞘菝葜 (*Smilax vaginata*) 等。草本层一般不发达，主要有羽叶鬼灯檠 (*Rodgersia pinnata*)、掌裂蟹甲草 (*Calatia palmatisecta*)、三角叶假冷蕨、阔柄蟹甲草等，在海拔较高的地方，草本层中有不少的高山草甸的植物种类渗入，如四川嵩草 (*Kobresia setcheanensis*)、珠芽蓼 (*Polygonum viviparum*)、圆穗蓼 (*P. sphaerostachyum*)、淡黄香青 (*Anaphalis flavescens*) 等，此外，还有糙野青茅、光盘早熟禾、匙叶翼首花、黄花堇菜 (*Viola schltzeana*)、双花堇菜 (*V. biflora*) 等，层外植物不如冷、云杉林发达<sup>[2,3,15]</sup>。

### (3) 硬叶常绿阔叶林

硬叶常绿阔叶林是由硬叶常绿阔叶乔木为建群种的森林群落，其分布面积和重要性仅次于亚高山常绿针叶林。西部山地的硬叶常绿阔叶林主要由常绿硬叶的栎 (*Quercus*) 属高山栎组) 的树种构成，从发生起源来看，它是一类古老的残遗植被，具有特殊的生态、生物学特性，由下至上常跨越数个生物气候带，而呈现“非地带性”的分布特征，由同一物种形成有序的生态系列。主要种类有川滇高山栎 (*Quercus aquifolioides*)、黄背栎 (*Q. pannosa*)、

灰背栎 (*Q. senescens*)、长穗栎 (*Q. longispica*)、帽斗栎 (*Q. quaquaefolia*)、光叶高山栎 (*Q. rehderiana*)、川西栎 (*Q. gilliana*)、高山栎 (*Q. semicarpifolia*) 等，它们以绝对优势构成乔木层的建群种，有时渗入一些其他植物，如丽江云杉、川西云杉、川滇冷杉、长苞冷杉、大果红杉、糙皮桦 (*Betula utilis*)、苍白花楸 (*Sorbus pallescens*)、丽江槭 (*Acer forrestii*)、川杨 (*Populus szechuanica*) 等。由于林冠郁闭度较大，下层植物一般不太发达，以喜阴耐湿的种类较多。灌木层中常见者如腋花杜鹃 (*Rhododendron racemosum*)、隐蕊杜鹃 (*Rh. intricatum*)、纸叶杜鹃 (*Rh. chartophyllum*)、冰川茶藨子、齿叶忍冬 (*Lonicera setifera*)、峨眉蔷薇、高山冬青 (*Ilex delavayi* var. *exaltata*)、川滇绣线菊 (*Spiraea schneiderana*)、光叶石楠 (*Photinia glabra*)、壕猪刺 (*Berberis julianae*) 等，在局部地段，箭竹可形成优势层片，盖度可达 20% 左右。草本层常见植物有三角叶假冷蕨、膜叶冷蕨 (*Cyrtopteris pellucida*)、鳞毛蕨 (*Dryopteris fructuosa*, *D. barbigera*)、黄花堇菜、舌状悬钩子 (*Rubus loropetalus*)、云生兔儿风 (*Ainsliaea reflexa* var. *nimborum*)、悬垂竹叶舒筋草 (*Polygonum emodi* var. *dependens*)、间型沿阶草 (*Ophiopogon intermedia*)、狭序唐松草 (*Thalictrum atriplex*)、蒿 (*Artemisia vastita*, *A. roxburghiana*)、滇香薷 (*Elsholtzia rugulosa*)、甘西鼠尾 (*Salvia przewalskii*)、茅叶荩草 (*Arthraxon lanceolatus*)、线茎虎耳草 (*Saxifraga filicaulis*)、西南手参 (*Gymnadenia flaviflora*)、掌叶报春 (*Primula palmata*) 等。下层植物随地区差异和生境不同，变化颇大<sup>[2,3,6,7,10,11,14]</sup>。

### 2.1.2 亚高山退化森林生态系统（次生性植被类型）

典型的亚高山森林生态系统，即亚高山原生性的森林植被，在遭到火烧、砍伐等破坏或林线自然退缩影响下，会发生群落逆向演替，退化成为以原来林内植物为主体的次生性植被类型，如亚高山落叶阔叶林，进一步破坏后，则形成以亚高落叶阔叶林林下灌木层优势种为主体的亚高山次生性灌丛，亚高山灌丛再受干扰破坏，则形成以亚高山落叶阔叶林和亚高山灌丛下的草本层优势植物为主体的亚高山草甸。从亚高山草甸到亚高山常绿针叶林等原生性森林的顺向演替，虽然从理论上讲也应该是成立的，但是在野外实际调查过程中，能够观察到的具体例证几乎微乎其微，特别是要从亚高山草甸回复到森林，很难，这是因为退化程度达到一定阶段后，立地条件所发生的新的变化，远离森林植物适宜的生境，此时的生态条件与原来的环境背景已有本质的差别，说明退化现象严重到一定程度后，变成“不可逆反应”了。西南部“亚高山”本身是一个过渡的概念，是典型的“生态环境脆弱带”，植被的演替与开发利用的关系，一要引起重视。此外要采取必要的手段做到合理利用<sup>[4]</sup>。现将亚高山退化森林生态系统的主要类型分述如下：

#### （1）亚高山落叶阔叶林

亚高山落叶阔叶林多为冷、云杉林砍伐破坏后形成，具有明显的次生性质，比较稳定地分布在亚高山常绿针叶林带内，可认为是亚高山森林生态系统退化后的一个演替阶段。乔木层主要建群种有糙皮桦 (*Betula utilis*)、白桦 (*B. platyphylla*)、红桦 (*B. utilis* var. *sinensis*)、长穗桦 (*B. cylindristachya*)、山杨 (*Populus davidiana*)、滇山杨 (*P. bonariensis*)、藏川杨 (*P. szechuanica* var. *tibetica*)、川杨 (*P. szechuanica*) 等，所以又把这类森林称为“杨、桦林”。在较为湿润的该类森林的下段还生长着种类繁多的槭属植物，如岷山色木槭 (*Acer mono* var. *minshanicum*)、黄毛槭 (*A. fulvescens*)、太白深灰槭 (*A. caesium* subsp. *giraldii*)、小叶青皮槭 (*A. cappadocicum* var. *sinicum*)、川滇长尾槭 (*A.*

*caudatum* var. *prattii*)、盐槭 (*A. schneiderianum*)、疏花槭 (*A. laxiflorum*)、丽江槭 (*A. forrestii*)、来苏槭 (*A. laisuense*)、毛叶槭 (*A. pentaphyllum*)、五小叶槭 (*A. stachyophyllum*)、房县槭 (*A. franchetii*)、建始槭 (*A. henryi*)、光叶槭 (*A. laevigatum*)、青榨槭 (*A. davidii*) 等，鹅耳枥属植物也有一定比例渗入，如华鹅耳枥 (*Carpinus cordata* var. *chinensis*)、千筋树 (*C. fargesiana*)、大穗鹅耳枥 (*C. fargesii*)、岷江鹅耳枥 (*C. ladoniana*)、滇鹅耳枥 (*C. monbeigiana*) 等，还可见到西南樱桃 (*Prunus pitosiuscula*)、兰果杜鹃 (*Rhododendron cyanocarpum*)、华中山楂 (*Crataegus wilsonii*) 等。最重要的是在乔木层中常有冷、云杉属针叶树种散生其中，按地域不同，分别为川西云杉、丽江云杉、云杉、岷江冷杉、黄果冷杉、鳞皮冷杉、喜马拉雅冷杉、高山松、大果红杉等。显示出生境条件的差异。

亚高山落叶阔叶林下的灌木层植物种类，较原来的针叶林下为多，但盖度一般不大，且层次紊乱，杜鹃属植物占有一定的优势，如大白杜鹃 (*Rhododendron decorum*)、陇蜀杜鹃 (*Rh. przewalskii*)、杜鹃 (*Rh. campanulatum*、*Rh. trichostomum*) 等，另外有冰川茶藨子、绢毛蔷薇、峨眉蔷薇、小叶栒子、钝叶栒子 (*Cotoneaster hebephyllum*)、刚毛忍冬 (*Lonicera hispida*)、忍冬 (*L. myrtillus*, *L. litangensis*)、四川丁香 (*Syringa sweginzowii*)、窄叶鲜卑花 (*Sibiraea angustata*)，个别地段还会有箭竹出现。

草本层植物种类多数量少，皆因上层植物荫蔽所致，常见的种类有糙野青茅、中华槲蕨、苔草 (*Carex* spp.)、双花堇菜、沿阶草 (*Ophiopogon japonica*)、东方草莓 (*Fragaria orientalis*)、川赤芍 (*Paeonia veitchii*)、多鳞鱗毛蕨 (*Dryopteris barbigera*)、德钦高山耳蕨 (*Polystichum adunzeense*)、疏花早熟禾、多花黄芪 (*Astragalus floridus*)、绒舌马先蒿 (*Pedicularis lachnoglossa*)、羊茅、单花米口袋 (*Gueldenstaedtia uniflora*) 等<sup>[2,3,14,15]</sup>。

亚高山落叶阔叶林内，一般情况下冷、云杉属植物的更新苗较多，但人为干扰大，群落极不稳定，在顺向演替情况下，可望逐步恢复成冷、云杉林。

## (2) 亚高山灌丛

亚高山灌丛是属于亚高山针叶林带内的灌丛植被类型，多数情况下是亚高山针叶林砍伐、火烧后，由原始林下的灌木植物所形成的不太稳定的灌丛类型。不同的针叶林类型、不同的生态地理分布区域，形成差异显著的灌丛类型。可认为是亚高山原生性森林，继续在落叶阔叶林的基础上逆向演替，退化发展的一个阶段。

亚高山灌丛的灌木种类组成极为复杂。属常绿阔叶灌木的主要种类有大白杜鹃、腋花杜鹃、陇蜀杜鹃、刚毛杜鹃、黑鳞杜鹃、粉背杜鹃、二色杜鹃、纸叶杜鹃、隐蕊杜鹃、毛喉杜鹃、夺目杜鹃、山育杜鹃、兰果杜鹃、美容杜鹃 (*Rhododendron calophytum*)、亮叶杜鹃 (*Rh. vernicosum*)、钟花杜鹃 (*Rh. campanulatum*)、灰背杜鹃 (*Rh. hippophaeoides*)、锈叶杜鹃 (*Rh. siderophyllum*) 等，常绿革叶的杜鹃属植物占尽优势。落叶阔叶灌木的主要种类多为喜温暖半湿润的植物，属原来林下或林缘的成分，典型的有滇榛 (*Corylus yunnanensis*)、散生栒子、小叶栒子、准噶尔栒子 (*Cotoneaster soongoricus*)、木帚栒子 (*C. dielsianus*)、水栒子 (*C. multiflorum*)、川滇绣线菊、高山绣线菊、粉叶绣线菊、毛叶绣线菊 (*Spiraea mollifolia*)、壕猪刺、刺红珠 (*Berberis dictyphylla*)、鲜黄小檗 (*B. diaphana*)、金花小檗 (*B. wilsonae*)、秀丽莓 (*Rubus amabilis*)、考氏悬钩子 (*R. cockburnianus*)、喜阴悬钩子 (*R. mesogaeus*)、峨眉蔷薇、绢毛蔷薇、红花蔷薇、美蔷薇

(*Rosa balla*)、小果蔷薇 (*R. cymasa*)、二色锦鸡儿 (*Caragana bicolor*)、川西锦鸡儿 (*C. erinacea*)、云南锦鸡儿 (*C. franchetiana*)、冰川茶藨子、柱腺茶藨子 (*Conicera pileata*)、小叶忍冬、柳叶忍冬、齿叶忍冬、假苞忍冬、蕊帽忍冬 (*Conicera pileata*)、银露梅 (*Potentilla glabra*)、窄叶鲜卑花及一些柳属 (*Salix*) 的植物。

组成亚高山灌丛的草本植物以林下成分居多，主要有疏花早熟禾、光盘早熟禾、白顶早熟禾 (*Poa acroleuca*)、开展早熟禾 (*Poa patens*)、糙野青茅、小糙野青茅 (*Deyeuxia scabrescens* var. *humilis*)、疏花野青茅 (*D. sylvatica* var. *laxiflora*)、羊茅、云南羊茅、穗序野古草、鹅冠草、垂穗鹅冠草 (*Roegneria nutans*)、双叉细柄茅 (*Ptilagrostis dichotoma*)、锡金黄花茅 (*Anthoxanthum hookeri*)、华雀麦 (*Bromus sinensis*)、藏异燕麦 (*Helictotrichon tibeticum*)、阔柄蟹甲草、双色蟹甲草、掌裂蟹甲草 (*Cacalia palmatisecta*)、东方草莓、白花草莓、黄帚橐吾、东俄洛橐吾 (*Ligularia tongolensis*)、双花堇菜、黄花堇菜、高山露珠草、高山唐松草、偏翅唐松草 (*Thalictrum delavayi*)、紫花碎米荠、滇藏柳叶菜、西南鸢尾、喜马拉雅大黄、匙叶翼首花、大头菊、贡山菊 (*Cirsium holocephalum*)、珠芽蓼、园穗蓼、膨囊苔草 (*Carex rehmannii*)、木里苔草 (*C. muliensis*)、中华槲蕨、三角叶假冷蕨、膜叶冷蕨、长盖铁线蕨 (*Adiantum smithianum*)、陕西假密网蕨 (*Phymatopsis shensiensis*)、四川嵩草、淡黄香青 (*Anaphalis flavescens*)、二色香青 (*A. bicolor*)、掌叶报春、裂叶报春 (*Primula pinnatifida*) 等，一般盖度均不大。

活地被物的主要种类有锦丝藓、山羽藓、曲尾藓、垂枝藓 (*Phytidium rugosum*) 等。

在亚高山灌丛中，由常绿阔叶的杜鹃属植物构成的灌丛，常呈单优势种灌丛。落叶阔叶灌丛则常以数种组成共建多优种群落，特别是其中由悬钩子属 (*Rubus*) 和蔷薇属 (*Rosa*) 两属有刺灌木形成的次生性“红白刺”灌丛，萌蘖力特强，不易除灭，对森林更新极为不利<sup>[2,3,14,15]</sup>。

### (3) 亚高山草甸

亚高山草甸有时又称寒温性草甸，一般都是亚高山常绿针叶林砍伐火烧破坏后，又经长期的放牧使用而形成的，它分布的上下限海拔高度与亚高山常绿针叶林基本一致。随分布地区自然条件的差异，或连续成片，或呈林间草地式块状出现。亚高山草甸组成植物种类极为丰富，以川西山地为例，据统计植物种数达 300 余种，分属 40 余科、140 余属，禾本科草类常占优势，花色鲜艳，五色缤纷的杂类草也种类多而数量大，草层较高，群落结构较为复杂。亚高山草甸产草量高，适口性好的草种多，是良好的放牧草地。

草层中常见的植物种类有穗序野古草、微毛鹅冠草 (*Roegneria puperula*)、垂穗鹅冠草、鹅冠草、垂穗披碱草 (*Clinelymus nutans*)、黑穗画眉草 (*Eragrostis nigra*)、细株短柄草 (*Brachypodium silvaticum* var. *gracile*)、糙野青茅、小糙野青茅、疏花早熟禾、光盘早熟禾、开展早熟禾、草地早熟禾 (*Poa pratensis*)、密花早熟禾 (*P. pachyatha*)、羊茅、云南茅、中华羊茅 (*Festuca sinensis*)、洽草 (*Koeleria cristata*)、短芒洽草 (*K. litwinowii*)、丽江剪股颖 (*Agrostis schneideriana*)、川滇剪股颖 (*A. limprichtii*)、外玉山剪股颖 (*A. transmorrisonensis*)、藏异燕麦、双叉细柄茅、锡金黄花茅、华雀麦、云南雀麦 (*Bromus mairei*)、东方草莓、白花草莓、东俄洛橐吾、绵毛橐吾 (*Ligularia vellerea*)、滇藏柳叶菜、喜马拉雅柳叶菜 (*Epilobium himalayense*)、紫花碎米荠、匙叶翼首花、滇黄芩、大头菊、珠芽蓼、园穗蓼、膨囊苔草、木里苔草、无翅苔草 (*Carex pleistogyna*)、喜马拉雅大

黄、白斑人参果 (*Potentilla leuconota*)、西南委陵菜 (*P. fulgens*)、甘青芨芨草 (*Achnatherum chingii*)、毛叶草血竭 (*Polygonum paleaceum* var. *pulifolium*)、二色香青、云南香青 (*Anaphalis yunnanensis*)、山地紫菀 (*Aster oreichilus*)、高山象牙参 (*Roscoea alpina*) 等植物<sup>[2,3,14,15]</sup>。

通过前述可见，亚高山森林及其退化生态系统中，组成植物种类极其复杂多样，近缘种的混交现象十分普遍，特有种类丰富，第三纪残遗物种不少，进一步显示了亚高山常绿针叶林及其相关植被类型的古老性，并且是许多种属的现代分化的中心。

## 2.2 亚高山森林群落结构成层次性明显

亚高山森林群落的空间结构，包括了乔木层、灌木层、草本层、活地被层和层外植物，特别是亚高山常绿针叶林，不仅有完整的层次、丰富的层片，还表现在乔、灌、草每个层中，都有二至三个亚层划分，加之纷繁的层外植物，使得亚高山森林的林相显得有较大差异，再加上乔木树种的复层异龄现象，西部山地亚高山森林的立体结构较为复杂。下面举例说明结构特点。

贡嘎山地区的长苞冷杉林，林冠整齐，郁闭度大。乔木层组成种类简单，层次结构较复杂，常由长苞冷杉的异龄树和其他树种构成三个亚层。第Ⅰ亚层以长苞冷杉为单优势种，并混有丽江云杉、川滇冷杉等，树高一般为35—40米；第Ⅱ亚层以长苞冷杉、糙皮桦为主，长苞冷杉虽然植株数量多，其盖度却小于糙皮桦，尚有大果红杉、黄背栎、川滇高山栎、白桦等，树高一般为15—25米，第Ⅲ亚层由上二层的树种构成，一般树高多在10米左右。灌木层植物因上层的闭度大，种类少盖度小，第Ⅰ亚层的有亮叶杜鹃、小叶忍冬、冰川茶藨子等，高约1.5—3.5米，亮叶杜鹃构成有特色的常绿植物层片，第Ⅱ亚层有甘肃瑞香 (*Daphne tagutica*)、金露梅及小檗、蔷薇、绣线菊、栒子木、卫矛、花楸等属植物零星分布其中，每种的盖度很小。草本层组成种类较多，分布较均匀，盖度稍大，第Ⅰ亚层高40—80厘米，由三角叶蟹甲草 (*Cacalia tripteri*)、野古草 (*Arundinella cheuui*)、宽穗兔耳风 (*Ainsliaea triflora*)、岩白菜 (*Bergenia purpurescens*)、黄帚橐吾、柳兰 (*Chamaenerion angustifolium*)、纤毛鳞毛蕨 (*Dryopteris sino-fibillosa*)、剪股颖 (*Agrostis pparlaxa*) 等组成；第Ⅱ亚层高30厘米以下，由东方草莓、鞭打绣球 (*Hemiphragma heterophyllum*)、西南酢浆草 (*Oxalis griffithii*)、硬枝点地梅 (*Androsace rigida* var. *minor*)、膨囊苔草、猪殃殃 (*Galium paradoxum*) 等组成。活地被层由锦丝藓、山羽藓、垂枝藓、毛疏藓、拟白发藓 (*Paraleucobryum enerve*)、万年藓 (*Climacium dendroides*)，以及部分地衣等构成，盖度常达85—90%，厚度5—15厘米，长松萝 (*Usnea longissima*) 悬挂树枝树干，飘拂林内，藤本植物少，仅见少量铁线莲 (*Clematis* sp.)。有些地方，特别是潮湿的生境，因苔藓等层外植物发达和建群植物生长良好，给寄生与附生植物提供良好生境，可见到树生杜鹃 (*Rhododendron dendrocharis*) 和油杉寄生 (*Arceuthobium chinensis*) 等长在高大乔木树干上，形成“树上生树”的奇异景观，此外，附生植物还有小果路蕨 (*Mecodium polgan-thos*)、独蒜兰 (*Pleione bulbocodioides*)、西南禾叶蕨 (*Grammitis sikkimensis*)、点花黄精 (*Polygonatum punctatum*)、宝兴杜鹃 (*Rhododendron moupinense*)、宝兴越桔 (*Vaccinium moupinense*) 等<sup>[6]</sup>。

哈巴雪山地区的丽江云杉林，成层现象也很显著，由上而下可清晰地分出六个层次，第Ⅰ亚层乔木高40—45米，除丽江云杉外，还有少量川西云杉；第Ⅱ乔木亚层高20—30米，

主要由南方红豆杉 (*Taxus chinensis* var. *mairei*)、丽江云杉、华山松、黄背栎等种类构成并成局部优势；第Ⅲ乔木亚层高8—12米，除云杉幼树外，全是耐阴湿阔叶树种，如红花杜鹃 (*Rhododendron rubiginosum*)、红毛花楸 (*Sorbus rufopilosa*)、吴茱萸叶五加 (*Acanthopanax evodiaefolius*)、丽江槭等。灌木植物、草本植物、活地被物均只有一层，唯活地被层发育较好，覆盖度可达50—80%<sup>[15]</sup>。

### 2.3 群落地理分布中植物种属替代现象规律明显

无论水平或垂直地带分布，由于地形、地貌影响，水热分配差异都较明显，从东至西，由湿润→半湿润→半干旱。金沙江河谷得荣县是干旱中心，从东往西南，水湿条件逐渐递增，形成了水平上的明显分异。而垂直分布在水平地带的影响下，由低至高，不同地区垂直带的组成、结构差异也明显。如东部和西部湿润区，基底均为常绿阔叶林带，西部喜马拉雅南坡还有热带雨林、季雨林。而金沙江、怒江、澜沧江、雅砻江等上游，下限均为多刺的干旱河谷灌丛。垂直带组成结构上随水湿条件的变化而变化。相应的建群种、群落结构等均不一致。从东北向西南，冷、云杉林建群种的种属替代关系非常明显。东部湿润地带亚高山森林的冷、云杉林以冷杉、麦吊杉、油麦吊杉为主：进入岷江、大渡河上游、半干旱、半湿润地带以岷江冷杉、巴山冷杉、紫果云杉、粗枝云杉为主、大雪山西坡的雅砻江、金沙江上游以鳞皮冷杉、长苞冷杉、川西云杉、黄果云杉、丽江云杉为主，川西南、滇西北山地以油麦吊杉、长叶云杉、川滇冷杉、急尖长苞冷杉。进入西南部与藏东南湿润地带为苍山冷杉、墨脱冷杉等的分布，明显的反映出建群种的替代关系。这种替代关系既与物种生物学、生态习性一致，又与水热水平分布相吻合。

水热分配差异也反映在同一山地不同坡向。迎风坡森林分布上限不仅超过4000米，而且与背风坡形成有规律的递变，如川西山地雅江至巴塘（雅砻江至金沙江）海拔3600米以上的地带，由东至西形成森林（迎风坡）→高山灌丛或高山栎矮林→亚高山森林→高山灌丛的水平递变序列。垂直分布上的种属替代也是非常明显的，如硬叶常绿阔叶林中高山类栎，在大雪山以西康定、九龙、稻城等地，由低至高为帽斗栎、长穗栎→川西栎、匙叶栎→黄背栎、川滇高山栎有规律的递变。环境分异，与物种、群落分异的一致性在中国西南部亚高山森林区非常明显。可以说，环境多样性，造就了物种的多样性、群落的多样性和景观的多样性<sup>[3,12]</sup>。

## 3. 我国西南部亚高山森林生态系统现状与演替趋势

我国西南部亚高山森林属长江上游、澜沧江上游、怒江上游等大江大河源头，对涵蓄水源、保护环境与物种均具有重要的意义，因此，西南部亚高山森林生态系统的兴、衰直接影响上述江河中、上游和本地区生态条件、经济、社会的发展。

### 3.1 森林资源现状

我国西部亚高山森林既是我国西南林区的主体，又是我国冷、云杉、高山栎类主要原始林分布区。是我国森林资源最富集的地区之一，如川西北林区经过长期的采伐利用，尚拥有活立木总蓄积量7.5亿多立方米，占全国森林蓄积量的8.5%以上；该地人均拥有森林蓄积量500多立方米，居四川之冠；川西北林区，有林业用地717.8万公顷，占该区国土总面积的31.22%，占四川省林业用地面积的35.4%，人均占有林业用地面积4.72公顷，为四川省人均占有量的33倍；其中有林地面积只占林业用地面积的36.2%，人均占有林地面积

1.72公顷，为四川省人均占有量的24.2倍；亚高山森林资源单位面积蓄积量，一般在250—300立方米/公顷，蓄积量最高的云杉林，如九龙县斜卡乡的丽江云杉林，林相整齐，林木高大通直，平均直径90余厘米，平均树高达50余米，每公顷蓄积量高达2000余立方米，为国内同类森林中罕见的高蓄积量林区。从以上分析，可见我国西南部亚高山林区具有明显的资源优势。

西南部亚高山森林林区有林地的林种面积，大体上是用材林地占60%左右，自然保护区与防护林林地占38%左右，薪炭林、特用林等仅占3%左右。按树种分，针、阔叶林地面积之比，为8:2，以寒温性亚高山针叶林类型为主。亚高山森林通过长期自然繁衍与发展，形成明显的复层异龄级高龄化森林特点，树种按龄级的分配极不均匀。幼龄林、中龄林、成熟林的面积之比为6.62:11.59:81.79，三者蓄积量之比则为0.66:4.96:94.38。

年龄、蓄积量之比严重失调，后续森林资源难于维持，采伐重点又均为原始针叶林，利用与保护之间矛盾非常突出。

从森林蓄积量、分布、采伐等分析，近几十年来森林资源锐减幅度巨大，森林更新恢复欠账多。甘南白龙江、洮河流域的亚高山森林尚存无几，滇西北林区除中甸、德钦保存有部分亚高山针叶林、高山栎林外，大部分地区已被灌丛、草坡和少数次生林代替。川西亚高山林区更为严峻，50年代初，森林覆盖率30%以上，经过60—70年代大量砍伐，森林覆盖率下降至20%以下。根据18个国营重点森工企业计算，从1950—1985年累计生产木材5745万立方米，18个森工企业原有经营利用的森林资源蓄积量为30074万立方米，至1985年末结存的资源为16994万立方米，累计资源消耗量为13080万立方米，为原有资源量的43.5%。按18个森工企业原有森林资源的蓄积量，以综合平均年生长率0.795%计算，18个森工企业森林资源年生长量为238万立方米，若年采伐的蓄积量不超过生长量，合理的木材生产量应控制在112万立方米以下，才能实现资源的永续利用。但川西北18个森工企业平均木材生产量达159万立方米以上，蓄积采伐量达337万立方米（川西亚高山针叶林，根据林业部门多年实测，出采量与蓄积采伐量之比为1:24），超过年生产量的42%，若加上其他资源消耗（自然灾害和计划外滥伐），年资源消耗量最低也达369万立方米以上，超过年生长量50%以上，采伐高峰期实际超过生长量的100%以上。如1960年前后，蓄积采伐量高达580万立方米，60—70年代平均年蓄积采伐量也在400万立方米左右，80年代以后调减为398万立方米，也远超过年生长量。90年代进一步调减，由于多种原因，很难达到持平或采伐量低于生长量。另据四川省林学会1989年调查，甘孜藏族自治州森林蓄积量1976年为3.7亿立方米，年生长量约250万立方米，到1988年二类资源清查，全州森林蓄积量降至3.1亿立方米，12年间，资源减少6000万立方米，平均每年减少500万立方米，资源消耗量超过生长量的1倍，资源赤字达250万立方米。更为严峻的现实是，现有3.1亿立方米蓄积量中，应划为用材林的蓄积量不过1.24亿立方米，按可及率25%计，可供原木生产的采伐蓄积量只有3100万立方米。该州90年代平均年生产商品材76万立方米，年采伐蓄积量182万立方米，再过20年左右，无林可采。即使现在所有更新都能保证今后成林成材，也会出现50—60年的供应空缺。亚高山针叶林成材的时间，一般也得在80—90年左右，高海拔冷、云杉林所需时间更长。藏东南、川西、滇西北、甘南所保留的原始林，可及率低，成材率低，区域环境恶劣，产投比也大为缩小，何况更多为水源林、水保林等防护林，木材资源前景十分严峻<sup>[1,4]</sup>。林业生产是该区域财政收入的支柱，财政收入的40—60%

依靠木材生产，要从根本上解决该区域的林业发展，除了区内进一步发展其它产业，增强自身的经济实力外，增加国家对该区的投入，促进亚高山森林的保护和发展，是必不可少的。同时也应大力发挥本地水能资源优势，发展水电，以电代柴，以电为生产用能。该区年生活用能、生产用能消耗的木材，据估计，年耗量400—500万立方米。这里石化能奇缺，随着社会经济发展，生活用能、生产用能都呈增长的趋势，能源未解决，仍将木材作为能源主要来源，亚高山森林特别是硬叶常绿阔叶林更难保护。稻城桑堆乡附近原有1500公顷川滇高山栎矮林、落叶松、川西云杉林，仅县城100余户生活、生产用能，从1969—1973年仅5年间，将其全部砍伐殆尽，成为灌丛和草坡<sup>[7]</sup>。因此，发展水电，以电代柴，促进亚高山森林恢复与发展，保护环境等都是必要的。

### 3.2 亚高山森林生态系统演化趋势

由于亚高山森林所处的生态环境脆弱，森林一旦破坏难以恢复，近几十年大量砍伐，林地面积不断减少，森林有益功能失调，土壤退化，水文状况恶化，降水稳定性和径流稳定性都遭到严重破坏，山地灾害频繁，所造成的危害还在不断发展，给当地经济带来严重损失，制约了当地经济发展，下面分别叙述：

#### 3.2.1 森林面积锐减，次生灌丛面积不断扩大

以川西林区为例，川西亚高山森林区从50年代初期30%的森林覆盖率，降至90年代20%左右；林业用地面积7177831.5公顷，实际现有森林面积为2602237.9公顷，只占林业用地面积的36.25%；灌木林地高达3249950.9公顷，占林业用地面积的45.28%。这些灌木林地主要是森林砍伐和火烧荒演变而来的。灌丛组成多由原来林下灌木所形成，针叶林类型不同，地理区域不同，砍伐后形成的灌丛差异也显著。盆地边缘亚高山地区，潮润多雨、属湿润地带，以峨眉冷杉为主的亚高山森林砍伐后多形成以箭竹（*Sinarundinaria*）、拐杖竹（*Fargesia*）、华西箭竹、冷箭竹等小茎竹为主的灌丛。大渡河、岷江上游以岷江冷杉、云杉、紫果云杉为主的亚高山针叶林破坏后主要形成以秀丽莓（*Rubus amabilis*）、考氏悬钩子（*R. cockburnianus*）、峨眉蔷薇（*Rosa omiensis*）、小果蔷薇（*R. cymasa*）等蔷薇科植物为主的灌丛，一般称为“红白刺”灌丛。雅砻江、金沙江上游以鳞皮冷杉、川西云杉为主的亚高山森林砍伐后主要形成多种杜鹃（*Rhododendron spp.*）、川滇高山栎（*Q. aquifolioides*）、长穗栎（*Q. longispica*）、矮高山栎（*Q. monimiotricha*）、多种锦鸡儿（*Caragana spp.*）、栒子（*Cotoneaster spp.*）、蔷薇（*Rosa spp.*）等灌丛。在亚高山森林带下段近河谷底部的森林砍伐后基本上演化为以中生性耐旱植物为主的灌丛类型，主要种类为白刺花（*Sophora vicifolia*）、小马鞍叶羊蹄甲（*Bauhinia faberi* var. *microphylla*）、小叶帚菊（*Pertya phylloides*）、多种莸（*Caryopteris* 多种枸子（*Cotoneaster spp.*）、对节木（*Sargentia pycnophylla*）、川甘亚菊（*Ajania potaninii*）、狼毒（*Stellera chamaejasme*）、苏花亚菊（*A. brevirostra*）、芫花（*Wikstroemia gemmata*）、线叶草沙蚕（*Triopogon filiformis*）、小草沙蚕（*T. nanus*）、菊叶香藜（*Chenopodium foetidum*）等。

亚高山森林破坏形成上述灌丛后，恢复为森林非常困难。如岷江河谷从五十年代开始治理干旱河谷<sup>[10]</sup>，至今成效不显著，而干旱河谷还在不断的向高海拔发展，60年代末至70年代初，干旱河谷灌丛分布上限一般在海拔1800米以下，至今已上升到海拔2000米以上，部分地区已达海拔2500米左右；雅砻江支流的力丘河，干旱河谷灌丛在60至70年代中位于海拔2600米以下，该地森林砍伐后，已上升海拔3000米左右。水湿条件较好的红、白刺

灌丛，人工恢复成林困难大，费时长，投资也高，要恢复为亚高山针叶林需费时 50 年，任其自然恢复至少也要 80 年。50 年代初采伐后的迹地更新，至今 40 余年，种植的云杉树高一般在 10 米以下，冷杉未超过 8 米。自然恢复若在水湿条件好、坡度较缓的山地下部，50 年代采伐的迹地已有恢复为红、白桦矮林，这种情形在大渡河、岷江上游、雅砻江、金沙江上游及其支流都可见到。但亚高山森林上部或向阳、半阳坡、陡坡等水湿条件差、水土流失严重的大面积坡地，让其自然恢复，是极其困难的。

### 3.2.2 难于恢复的地域在不断扩大

亚高山森林上、下限都处于非常脆弱的生态环境条件，前述下限森林演化为干旱河谷灌丛，恢复森林极为困难。山原区块状森林砍伐后更难恢复为森林。特别是高山草甸与亚高山森林交错区域，森林的立地条件极其脆弱，一旦砍伐，根本无法恢复。如岷江上游的红原、黑水、松潘，大渡河上游的壤塘、色达，雅砻江上游的甘孜、康定、金沙江上游的乡城、稻城、理塘等地方，亚高山上限森林砍伐后均变为草甸，有的由于坡陡，土壤被冲刷，形成石化荒山。在大渡河上游金川、丹巴等县，亚高山森林砍伐后，水土流失严重，土壤瘠薄，形成大面积的须芒草 (*Andropogon yunnanensis*) 草坡。至今山原地区即块状森林区域森林砍伐，仍在继续，带来的危害将不断加剧。接近森林区的若儿盖县部分地方，1975 年沙丘面积仅 1.44 万亩，1983 年已发展到 7.44 万亩，截止目前已超过 10 万亩，沙丘每年向前推移 16.4 米，平均每年吞没草地 5285 亩。在这样极其脆弱地带的块状森林，沙丘扩大与森林消失相对应，不能不引起我们重视和认真对待。而紧邻该地的岷江上游干旱河谷向海拔高处延伸，同时在水平上也由干旱区腹心地带分别向河源与下游方向延伸，从最近对岷江上游气候、土壤、植被、区系与演替等的分析研究，都表明了干旱化趋势的发展。若将两地的未来发展方向联系起来看，更应引起我们对生态环境恶化的高度重视。

### 3.2.3 亚高山森林结构严重失调

森林要维持永续利用，首先是必须有稳定的、合理的结构，但亚高山林区森林的组成与林种结构严重失调。其一，可利用的林业用地面积中灌木林地、无林地，高达 60% 以上，而有林地只占 36.25% 左右，林地面积所占比例太低，林地组成结构不合理；其二，现有森林中用材林比例大，防护林中水保林、水源林自然保护区比例小。以川西为例：有林地中，用材林占 59% 左右，防护林和自然保护区只占 38%，其余薪炭林、特用林、经济林约占 3%。用材林如此高的比例，在这种特定的环境条件下是非常不合理的，即使采伐迹地全部能更新，并能成林，亚高山针叶林的轮伐期也要 80—90 年，必然造成森林资源过伐，何况它的生态意义更为重要，这样的林种结构极不合理；其三，林龄结构严重失衡，亚高山森林成、过熟林面积高达 80% 以上，而中、幼林面积不到 20%，而成、过熟林蓄积量高达 90% 以上，中、幼林不到 10%，后续森林资源严重不足，充分反映出该区森林更新与经营上存在急待解决的重大课题。林业用地未合理利用，若造成过熟林强度采伐或遭受自然灾害破坏，后续森林难于维护区域生态平衡和经济持续发展。其四，由于长期自然发展，不仅成、过熟林占的比例大，而且其中病腐木及自然枯木所占比大，特别是冷杉林，沿四川盆地西缘山地的亚高山冷杉林，病、腐木占的比例高达 80% 以上，自然枯死木多，林相不整齐，出现明显衰败现象。这些结构严重失调的后果，对亚高山森林的稳定，特别是针叶林的稳定，构成严重威胁。

综上所述，中国西南部亚高山森林生态系统，由于资源利用不合理，严重过伐，森林区

域和面积都处于萎缩状态，迹地未能及时更新，森林生态系统向灌丛、草地，直至干旱化方向演化。现有森林生态系统林木多处于过熟阶段，内部结构严重失调，难于维护其稳定的持续发展。中国西南部亚高山森林生态系统一旦功能丧失，它所带来的对环境、资源、社会经济的冲击是难以估计的。

### 3.3 中国西南部亚高山森林区域的环境现状分析

中国西南部亚高山显著特征之一是立地条件，一定的海拔高度和坡度。山地系统中只要有少数几个，甚至个别要素发生变化，就可导致原来系统崩溃。在人类不合理的经济活动的影响下，极易引起山地生态系统的破坏，表现出一定的脆弱性。亚高山森林是亚高山地区山地环境稳定的基础。亚高山森林破坏后，给山地环境带来多方面的问题。主要表现在：

#### 3.3.1 河川水文状况恶化

亚高山森林破坏后，水源涵养能力下降，径流调节分配作用减弱，枯水期径流减少，汛期径流增大，洪水汇合时间缩短，洪峰流量增大。据四川省科协、国土局 1988 年岷江上游调查表明：1950 年，岷江上游的森林面积约为 74 万公顷，森林覆盖率 32%，森林蓄积量 2 亿立方米，从五十年代开始，就在岷江上游建立了以伐木为主的川西、黑水、毛尔盖和松潘等森林工业局，成为四川最早开发的森林采伐区。经过三十多年的采伐，累计生产商品木材约 1600 万立方米；消耗资源约 5000 万立方米，其它计划外采伐、社会消费和自然灾害损失约 4500 万立方米，至 1980 年统计，岷江上游的森林面积减少到 46.7 万公顷，森林覆盖率降为 18.8%，森林蓄积量约 1.05 亿立方米，其中平均每年减少森林面积 0.9 万公顷，由于森林的集中过量砍伐，森林涵养水源能力减弱，枯期径流减少。据 1937 年至 1986 年五十年资源统计，八十年代与四十年代相比，仅二月平均流量就减少了 30.4 立方米/秒，又据紫坪铺水文资料，30 年代岷江上游年径流总量是 163.1 亿立方米，平均流量 517 立方米/秒，70 年代年径流总量为 140.8 亿立方米，平均流量为 445 立方米/秒，分别减少 22.3 亿立方米和 72 立方米/秒。1992 年作者在理县调查时发现，该县 50、60 年代农村未缺水，80 年代出现几个村庄，100 余户村民严重缺水，90 年代更为严重，造成几个村庄全部搬迁。其主要原因系森林砍伐后，山泉旱季全部干枯。

#### 3.3.2 水土流失加剧，泥石流、滑坡、崩塌危害严重

由于地形地势的关系，森林破坏后，水土流失加剧，岷江上游水土流失面积已占幅员总面积的 45%，含沙量由 50 年代的 0.43 公斤/立方米，增加到 70 年代的 0.75 公斤/立方米，目前都江堰鱼咀年输沙量已超过 1000 万吨。森林破坏后，地表裸露，无植被保护，更加剧了滑坡、崩塌、泥石流等山地灾害的发展，据中科院成都山地灾害与环境研究所调查，近年来，仅川西北地区有活动和危害的泥石流沟 1714 条，滑坡 500 多处，成阿公路成都至鹧鸪山段，平均每公里就有 2 处滑坡、泥石流。近几年来在峡谷地区旱季还出现严重滑坡，今年 5 月小金县新格等乡，在旱季时，出现山体多处大滑坡，滑坡最高点都在 3000 米以上，由原来森林地区往下滑动，几个村庄，上百户村民房屋被掩埋，人员、牲畜等都造成严重伤亡，经济损失巨大。近十年来川藏公路、成阿公路阻塞交通几乎每年都达 1 个月以上，也出现旱季滑坡阻塞交通。危害程度与 50 或 60 年代相比，超过几倍，甚至几十倍。

#### 3.3.3 土壤退化明显

土壤退化，是指土壤在人类活动的干预下，肥力下降，使植物（作物）生长发育不良，产量减低，品质劣变的现象。西南部山地随近年来多种自然因素与人为活动相互影响和长期

综合作用的结果，土壤退化十分明显，土地承载能力降低。以岷江上游山地系统为例，研究表明，石质化和粗骨化的面积约占退化土地总面积的 10% 左右，其中石质化、粗骨化土壤退化的面积占该区土地总面积的 3.65%；土壤厚度小于 10—30 厘米的薄层土壤面积占 60% 以上；土壤水分严重偏少的干旱化面积已达 5% 左右；耕地土壤中结构变坏，肥力降低，贫瘠化面积约近 50%，粮食产量平均每亩仅 100—150 公斤。土壤退化现象在亚高山森林带还有继续扩大的趋势。

### 3.3.4 珍衡和经济物种的锐减

亚高山林是我国重要的生物基因库。生物多样性极为丰富，我国有许多宝贵的动植物物种都依赖于该类森林生存、繁衍。著名的珍贵特有的种类有大熊猫 (*Ailuropoda melanoleuca*)、牛羚 (*Budorcas taxicolor tibetana*)、金丝猴 (*Rhinopithecus roxellanae*)、小熊猫 (*Ailurus fulgens styani*)、猴猁 (*Felis lynx isabellina*)、马麝 (*Moschus moschiferus sifanicus*)、林麝 (*Moschus berezovskii*)、白唇鹿 (*Cervus macneilli*)、马鹿 (*Cervus elaphus*)、白唇鹿 (*Cervus albirostris*)、蓝马鸡 (*Crossoptilon auritum*)、藏马鸡 (*Crossoptilon crossoptilon*)、红腹角雉 (*Tragopan temminckii*)、绿尾虹雉 (*Lophophorus thuyssii*)、血雉 (*Ithaginis cruentus*)、大肺胸鹦鹉 (*Psittacula derbiana*)、岷江柏木 (*Cupressus chengiana*)、长苞冷杉 (*Abies georgei*)、四川红杉 (*Larix mastersiana*)、白皮云杉 (*Picea aurantiaca*)、康定云杉 (*P. montigena*)、麦吊云杉 (*P. brachytyla*)、桃儿七 (*Sinopodophyllum emodi*)、金铁锁 (*Sammosilene tunicoides*)、大王杜鹃 (*Rhododendron rex*)、延龄草 (*Trillium tschonoskii*)、黄芪 (*Astragalus membranaceus*)、西康玉兰 (*Magnolia wilsonii*)、星叶草 (*Circaeaster agrestis*)、独叶草 (*Kingdonia uniflora*)、羊肚菌 (*Morchella esculenta*)、银耳 (*Tremella fuciformis*)、黄金银耳 (*T. mesenteria*)、茶银耳 (*T. foliacea*)、木耳 (*Aueicularia auricula*)、猴头菌 (*Hericium erinaceus*)、格状猴头菌 (*Hericium lathroides*)、灵芝 (*Ganoderma lucidum*)、洁丽香菇 (*Lentinus lepideus*)、硬毛香菇 (*L. strigosus*)、鸡油菌 (*Contharellus cibarius*)、橙盖鹅膏 (*Amanita caesarea*)、香菇 (*Lentinula edodes*)、松口蘑 (*Tricholoma matsutake*)、雪白皮蘑菇 (*Agaricus chionodera*)、蘑菇 (*A. campestris*)、美味牛肝菌 (*Boletus edulis*) 等。由于亚高山森林面积的缩小，物种生存条件受到严重破坏，绝大部分物种的数量都在减少，甚至有的面临绝灭的境地，如康定云杉，金铁锁、黄芪、西康木兰、蓝马鸡、藏马鸡、马麝、林麝、绿毛虹雉等。大量的珍稀动物遭到猎杀，珍衡植物亦被采挖过度，致使资源量大大减少，如松口蘑（松茸），雅江县 50 至 60 年代，干菌产量常超过 30 吨之多，由于川滇高山栎大量被砍伐，现在鲜菌产量也难达到 20 吨。麝香最高年产量达 2000 余两，当地称“棒打獐子”，现在无香可采，而且几乎见不到马麝、林麝。有的动物 50、60 年代常可见到，如豹子，目前基本上绝迹<sup>[12,19,20,1,17]</sup>。

### 3.3.5 经济发展受到严重制约

长期以来，中国西南部亚高山森林地区多数县财政收入依附于森工采伐，其它的产业发展缓慢，一旦森林资源枯竭，财政极为困难。阿坝藏族自治州高山峡谷区的小金县、壤塘县、金川县、茂县、理县、黑水县等是四川著名的林区。从 50 年代采伐至今，森林接近枯竭，有的县已无林可采，造成上述县财政极大困难。由于森林过度砍伐，盲目开垦等，山地灾害也愈演愈烈。造成直接和间接的经济损失愈来愈大。

由于山地灾害频繁，交通时常中断，影响该区经济发展。上述县至今财政收入处于入不敷出，依赖于国家补贴的状况，其中茂县、黑水、壤塘、小金属于贫县。本区旅游资源丰富，既有独特的自然风光，又有特殊的民族风情和人文景观。如阿坝藏族族自治州的九寨沟、黄龙寺、卧龙自然保护区、红原大草地等，甘孜藏族自治州的贡嘎山、五须海、四大牛场、木格措等，在国内外都享有盛名，由于泥石流、滑坡等自然灾害的危害严重影响了旅游观光，造成地方经济受到严重影响。如1986年岷江上游遭受特大的洪灾，直接经济损失2000多万元，由汶川至松潘公路长达多年无法修复，致使茂汶等县经济处于困难。其二，水能资源丰富，但洪水期常冲毁小水电站，造成生产生活停电的现象更为普遍。其三，财政依赖于采伐木材，越采山财灾害越多，造成使用所得到的钱，用来补救灾害的损失还远远不够，更无力治理，进一步制约了当地经济发展。其四，由于灾害频繁，水土流失加剧，农、草业的生态环境进一步恶化。草地砂化在扩大，干旱河谷往荒漠化发展，农业经济收入相对减少，农业的开垦在扩大，陡坡开垦随处可见，陷入人口增长、资源减少、环境不断恶化的恶性循环之中。

#### 4. 亚高山森林退化生态系统治理的原则

##### 4.1 亚高山森林退化生态系统治理的原则

中国西南部亚高山森林分布地域水平跨度较宽，垂直分带明显，受地貌、气候、土壤等因素的影响，特别是山地自然地理单元分散不连续的特点，使亚高山森林分布受到制约。因此，亚高山森林退化生态系统恢复与治理的应遵循以下原则：

###### 4.1.1 保护生物多样性，以持续发展为目标的原则

西南部亚高山森林地带，是我国生物多样性特别丰富的区域之一。以贡嘎山地区为例，仅维管束植物就有185科、869属，2500余种；再如巴郎山地区的卧龙大熊猫保护中心，初步调查的资料表明，有维管束植物171科，712属，1815种，丰富程序可见一斑。生物多样性的保护与经济持续发展密切相关，保护生物多样的目标是通过不减少基因和物种多样性，不毁坏重要的生境和生态系统的方式，来保护和利用生物资源，以保证物种多样性持续发展<sup>[18]</sup>。所以，从目前西南部亚高山森林资源锐减与生态环境承载力降低的现状出发，对于亚高山森林生态系统的原生性森林，应加强其环境本底的研究，生物多样性的研究，保护生物学的研究，使“原始”的生物多样性得以保存和保护；对其已发生退化现象的次生性植被类型，应加强恢复生态学与相关理论的研究，通过实施恢复与重建的生态学过程，使退化的亚高山森林及其逆向演替的植被类型逐步恢复到“原有状态”，不使生物多样性继续散失。同时，在生物资源的开发利用当中，注意生物生产力和获取量之间的平衡机制，维持一个适宜的水平，既满足目前人们生产生活之必需，又能够不危及后代经济、社会、生态发展的需要，达到持续发展的目的。

###### 4.1.2 近期和长远生态、经济效益的统一的原则

该区域是民族地区，近几十年来经济确有一定发展，但是从总体上讲，经济基础薄弱，投资能力有限，当前百废待兴，经济发展处于较困难的情况下，退化森林生态系统的治理与恢复，很难有较大资金投入。因此，治理必须从区域生态系统、环境系统、经济系统、社会系统，综合地、整体地进行研究，根据资源特点，社会、经济、科学技术现状，从整体结构上进行调整，在理顺开发顺序的基础上，把近期和长远效益结合起来，才能达到事半功倍的

效果。多年事实告诉我们，只有从发展区域经济出发，保护与治理退化森林生态系统才有可能。

按照上述原则，要求达到的总体目标是使中国西南部亚高山森林区域，达到生态、经济、社会、环境持续协调发展。

#### 4.2 亚高山森林退化生态系统治理的步骤

亚高山森林退化生态系统，引起退化的原因是多种多样的，有人为的，如大规模不合理采伐，生活、生产不合理的消耗等；有自然灾害引起的，如火灾、病虫害等；还有本身系统结构失调，如林龄结构失调等。而不同地理区位，退化发展方向也不一致，有的难于恢复，如联结高山灌丛草甸的森林上限附近的地段，联结干旱河谷灌丛的森林下限附近的地段等；在湿润地区，有的经过强制性封山，可以逐步恢复由亚高山落叶阔叶林演变到针叶阔叶混交林，至亚高山针叶林。在半湿润地区必须辅助以人工直播或植苗等。退化程度不同，包括对环境危害程度的差异，治理措施与方法也不一致。退化区域社会经济基础也是决定治理成效的重要因素。总之，亚高山森林退化生态系统的治理不可能孤立地进行，必须寓于区域社会经济发展之中。所以，退化生态系统治理，应是区域社会经济发展规划不可缺少的组成部分。要搞好治理，必须从宏观上作好规划，目前有不少地区，结合国土规划、农业规划、社会经济发展规划等，把亚高山森林退化生态系统恢复与重建作为重要内容纳入各种规划中。亚高山森林退化生态系统进行治理的独立规划，国内至今还未见有报导。鉴于亚高山森林生态系统的重要性，从中国科学院成都生物研究所近十年来在该区开展退化生态系统恢复与重建研究工作来看，总体规划、布局是亚高山森林退化系统治理的基础，是进行治理的指导思想的阐明，全面正确的认识和决策是成败的根本所在。如岷江上游干旱河谷的治理，从五十年代起开始实施，但成效甚少，其最根本原因是未从区域整体上进行全面研究，而把治理重点放在最困难、最中心的地带，一面在治理，一面在接近干旱河谷地段不断砍伐，治理无成效，环境在恶化，干旱河谷不断扩展延伸。八十年代，中国科学院成都生物研究所开展岷江上游的小流域综合治理，通过小流域系统研究，从规划中把保护和治理重点放在接近干旱河谷地段，不把重点放在最困难地段，通过上段治理、保护来改善最困难的地段，取得了较显著的效果。种植树木保存率达到80%以上，水土冲刷流失明显的缓解。林木覆盖率由原来的13%，已增加到44%。整个小流域环境正在恢复，从而使下段干旱河谷的环境得以改善。

亚高山森林退化生态系统直接影响了该区域社会、经济发展，不合理开发利用造成的区域危害，很难短时间消除，即治理是长期的、艰难的。因此，必须要有科学的方法，有步骤的进行。根据著者十多年来研究示范工作的体会，应抓住以下步骤和方法，有计划地进行。

##### 4.2.1 抓好总体设计和规划布局

亚高山森林退化生态系统的恢复与治理、总体规划布局与总体设计十分重要，必须在了解退化地域自然环境、自然资源和社会经济的基础上，客观地反映出治理区域的地质地貌、土壤、植被、水文、土地利用状况、立地类型、受害类别与程度、经济现状与发展趋势、人口及动态等的特点和发展规律，从而做到有针对性的制定规划和设计方案。根据总目标规定的方向路线，依据不同时期的阶段目标、内容、重点、资金、人力等条件，制定出分阶段的目标任务、方法步骤和具体措施。宏观整体上要有所控制，具有指导意义，实际做法上要有可操作性，有现实意义。有了规划的指导，可以避免盲目性、随意性、减少或免除失误，节约资金、人力、时间等。

#### 4.2.2 适宜物种选择是重要基础

中国西南部亚高山森林地带地形条件复杂，环境各异，物种资源十分丰富。不同的自然地理区域，均有与之相适应的各类物种分布，即使处于同一山体，随海拔高度的上下变化，地貌、气候、土壤等也常呈现数个自然垂直带，常常显示出物种的复杂多样。但是，绝大多数物种不能够跨越数个生物—地理自然垂直带，而且生长发育良好并成为优势植物。所以，在西南部亚高山森林地带开展退化山地生态系统的恢复与重建工作，要特别注意适宜物种的选择，一定要根据治理地段的生态环境条件，地形、气候、土壤、原来植被的性质与特点，在进行林分或人工植物群落结构组合配置时，掌握乔、灌、草种的生物学与生态学特性，以及经济性能，了解植物与植物之间的关系和植物与环境之间的关系，使之各就其位，搭配得当，互相促进，共同发展。以当地的优良树、草种为主，适当引进外来种，是基于当地种长期在本地生长，适应性强，抗劣耐瘠与抗病虫害能力强，使用起来就地取材，方便容易，少花经费，成功的保险系数大；引进外来种的目的，一是当地没有这一类植物，可以增加物种多样性，适应变化的环境和人们多种不同的需要，二是适当引入一些经济价值高、有特殊用途的种类，且适应能力强，生态效益好，这样，有助于配置生态经济型的人工植物群落类型，有助于发展当地的生产，有助于改善产业结构，获得明显的经济效益。为了慎重起见，新引进的植物种类和经济植物，要经过较长时间的栽培驯化和效益观测试验，不要过早或轻易下结论。一旦引种成功或过去已经成功且有良好实效的，要及时推广，加以利用。

总之，选择适宜的物种，是建立多种、多层、高效、稳定的人工植物群落结构之必须，也是树种配置必不可少的重要基础。

#### 4.2.3 营造技术是主要关键

当前，退化山地生态系统的治理，主要依靠生物措施中营建防护林体系或培育人工植物群落来实现，达到恢复森林或植被覆盖的目的。在西南部地区复杂多样的山地系统之中，仅依靠一、两项营造技术，是难于实现这个目标的。必须根据所在山地系统不同地段的自然环境条件，设计成套、有针对性的营造技术组合，才能够做到建设一片，成活一片，绿化一片，成功一片。科学而先进的营造技术主要体现在较高的植苗成活率和植株保存率，对成活率和保存率影响最大的营造技术组合因子，主要有整地方式、穴形大小、密度控制、小区配置、栽植时间、种苗类别、种苗技术处理等，选取上述因子合适数据指标，才能组装成既符合科学原理，又有可操作性，有实用价值的营造技术。高成活率和高保存率的造林方法和栽培技术，可大量节省造林经费，对加速绿化速度、迅速恢复或重建森林植被，维护生态平衡，提高林木生长的均匀度、整齐度，减少经营管护费用和促进林木提早成材、发挥生态、经济综合效益等方面，均有显著作用。

中国科学院成都生物研究所在干旱河谷和陡坡土壤贫瘠的地方，采用头年提前整地保墒，种苗带与保留带等高线交叉配置，容器苗栽培等的综合营造技术，取得良好效果。在坡面上，按等高线水平交叉安排保留带和种植带，保留带内保持原有植被覆盖，起到拦沙保水的作用，不致因大面积营林，造成水土流失；种植带内，按适地适树的原则，经过整地、挖穴等处理，植入新的苗木或经济植物，由于拓宽了光照和营养空间，确保苗木健壮生长，改善了林分物种组成和林分结构，提高了生态、经济效益。林木生产虽然周期较长，只要树种适宜、组合恰当、营造技术配套，抚育管理及时，仍然能够较快实现收益获利和大地绿化的目标。

#### 4.2.4 大农业结构调整是基本保证

近年来，各行各业均有较快速度的发展，已从原来单一的生产模式发展到多途径的多种经营。过去许多地方单纯强调种植业生产，当中又只突出粮食生产，粮食作物播种面积占总播面积的 80% 以上。而西部山区的垦植指数一般都在 5% 以下，从土地资源利用来看，大量的草地、林地均未得到合理的、有效的利用，造成畜牧业方面，饲养周期长、饲料报酬低、效益差、速度慢；林业上，全靠国家投入，历史上留下的大量荒山荒坡未能得到恢复更新，使农村生活能源薪材短缺，生产、建房使用木材偏紧，滥采乱垦，屡禁不绝。人口增长与资源匮乏的矛盾，加剧了对环境的破坏，泥石流、滑坡、崩塌等地质灾害有增无减，且危害频率与程度呈上升趋势。在西部山地这种资源环境脆弱，经济社会不发达的地区，要达到治理森林退化山地生态系统的目地，做到社会、经济、资源、环境均衡发展，必须对大农业的结构进行合理调整，逐步做到人口的稳定、资源的再生、生态的平衡，经济的发展、社会的繁荣，使治理工作在以生态效益为主的前提下，兼顾经济效益与社会效益。山地系统自然环境条件的复杂性，构成能适应于不同梯度环境的生物多样性，这就为考虑生态效益与经济效益相结合、短期效益与长远效益相结合，提供了可以选择的众多物质基础。在保证生态效益的前提下，把光、热、水、土等环境资源，通过治理工作，以林分或人工植物群落等形式，转化为生物资源，再通过加工制造等活动，转化为产品或商品资源，转变为人们需要的物质产品。这样，就可以使乡村工业启动发展，同时带动二、三产业的发展，使林果业、畜牧业、工副业的比重不断增大，劳动力素质有所提高，农村集体与农户双轨运行机制得以巩固，劳动力出路渠道增多，反过来提高了农民植树、种草的积极性，发展种植业和养殖业，逐步实施规模经营，增加农民和集体经济实力，减轻对山地的压力和破坏，有利于生态经济形成良性循环。所以，大农业合理结构的调整，是山地退化生态系统治理必不可少的基本保证。当然，结构调整和山地治理是一项较长时间与过程的工作，而且涉及的方面和问题还很多，除物质因素外，还牵涉到政策、技术、文化承受能力、资金等等。只要有科学的态度，实事求是的精神，结构调整能够不断取得进步和良好效果。

#### 4.2.5 “集中成片、先易后难”是重要途径

历史的经验与教训告诉人们，西部山地退化森林生态系统的恢复与治理，绝非易事，植树造林难，管护更难。中国科学院成都生物研究所通过在岷江上游山地退化生态系统的恢复与治理工作中，在前人工作的基础上，总结出“由上而下、先易后难、集中成片、长期坚持”的方法与途径，其特点是，如果直接在困难地段上造林绿化是十分艰难的，因环境条件太恶劣，要先改造环境，使其达到符合植物生存生长的基本要求，才谈得上开展治理工作，这里一是受地形条件限制，山高坡陡，无法建立水利设施；二是资金投入太大，在目前的经济技术水平和国力条件下，是不现实的。所以，先治坡上部、沟道上部、小流域上部，因上部海拔高度略高，一般均进入半湿润、湿润地带，地形、气候、土壤诸因素较困难地段为好，造林绿化的成活率和保存率较高，难度相对较小，成功的把握大。这样做还因为困难地段的生态环境恶化有加剧的趋势，除了它本身的环境脆弱性以外，中上部山地的破坏和缺乏保护，也是加重下部困难地段继续恶化的直接因素。如岷江上游部分地段治理经历了几十年的时间，效果并不显著，就有这些关系。先在上段半湿润、湿润地方造林绿化，经过一段时间以后，生长起来的林分和恢复起来的植被，既可以保持土壤不致冲刷流失，又可蓄积水分，还能够通过边缘效应影响下部干旱地段的环境，这样，逐段改善条件，逐段推进绿

化，步步为营，不断扩展。集中成片，是指实施营林绿化，在地域上采取一坡、一沟、一小流域范围大面积连续治理，这样做便于按照规划布局总目标，把任务、工作量、技术方法、步骤措施，落实到具体的山头、地块，便于用科学原理与技术方法指导栽培、抚育、经营管理等，出现问题也容易发现并得到及时处理，也便于病虫害的防治。这样做的另一个好处是，连续成片易于形成群体优势，利于造林绿化植物的快速生长发育，提前郁闭形成林分，尽快产生生态经济效益。同时，还能鼓舞树立起建设者的信心，鼓励群众造林绿化的积极性。此外，从经济账来算，在干旱河谷困难地段建设一亩林，资金、劳力等的投入相当于半湿润地段的6—10倍，并且很难收到实效；除以上所述外，治理还必须要常年坚持不懈，不断进行，治好一坡，紧接一坡，治完一沟再接一沟，经过5年、10年时间，就能够完成一个小流域，连续治理就能够完成一个区域。总之，先易后难、集中成片，投资小、见效快、管理方便，是西南部山地森林退化生态系统治理与恢复的重要途径。

### 4.3 亚高山森林退化生态系统治理的方法

#### 4.3.1 林业生态工程以复兴森林植被为主体

恢复与重建森林生态系统的林业生态工程，是以生物方法为主的治理手段，是费省效宏，又能够兼顾生态与经济效益、短期和长远效益的方法，在全面研究和评价治理区域的自然环境背景和社会经济条件的前提下，分析各类资源、环境、经济、人口的特点及其相互关系和发展趋势等，筛选和确定不同时期农林牧合理结构及生态经济社会综合发展的最优化模式。弄清区域农林牧大格局之后，按土地利用类型确定宜林范围，依立地类型的特点和地理分布规律，完成治理的规划布局方案，作典型设计，分期分批地实施造林绿化。在具体操作上，除遵循适地适树、兼顾生态、经济效益的一般生态学原则外，还特别需要强调：因害设防，加速灾害地段恢复的原则，即是注意在那些易于发生自然灾害、水土流失严重的地段，因地制宜、宜林则林、宜灌则灌，宜草则草，尽快恢复植被覆盖，制止灾害的发生与蔓延，迅速改善灾害地段的生态环境。亚高山森林退化生态系统的恢复与治理，还必须考虑山地系统生态、经济、社会的全面发展。山区生活物质和经济活动均来源和依赖于山地，一定要以区域综合开发为依托，搞“农林牧”、“乔灌草”、“粮果药”、“种加养”、“农工贸”，多系列多渠道发展，把劳动力引导到集约经营和技术密集型经营，提高经济收入，从而减少对山地系统的压力，这样才能稳定和保持治理的成果。

#### 4.3.2 人工植物群落的建造

结合山地系统的自然环境及社会经济特点，采用乡土物种资源或引进适宜的物种，并利用这些不同生物学与生态特性的乔木、灌木、草本植物、通过合理配置，组成空间的多层次结构和时间的有序排列，更充分地利用光、热、水、土等自然资源，以物质和能量的高效率循环，大幅度提高人工植物群落的生态和经济效益。考虑到西南部山地的主要特点，在人工植物群落结构配置研究中，强调生物多样性原则，山地需要具有独特性产品和适度规模生产并重视经济效益原则；在人工植物群落结构的调控研究中，强调通过人工调控生物因子使之适应于环境，反之，通过人工调控环境因子使之适宜于生物。在研究配置的人工植物群落组成物种之间及与环境相互关系的基础上，提供人工植物群落优化模式及配置技术。

#### 4.3.3 建立自然保护区

自然保护区是指需要加以特殊保护的，具有典型意义的自然景观地域。可用于研究自然界的发展规律，保护生物多样性和开发利用驯化和发展特有珍贵及有价值的生物资源，达到

最大限度的利用生物资源。同时，还可了解人为因素，在生物变异方面的影响，估算自然生态系统能够承受的最大压力，为合理获取自然资源提供科学依据。

根据中国西南部亚高山森林生态系统退化现状和独特点，特别是缺乏足够的保护区类型和数量的实际情况，应在过去已经开展过调查研究与规划的基础上，加速亚高山森林生态系统各类型自然保护区的布局建设，其丰富的森林类型和物种资源以及生物多样性，得到妥善和有效的保护，不致灭绝，为人类社会的文明与进步作出贡献。

### 参 考 文 献

- [1] 云南省林业调查规划院主编, 1989: 云南自然保护区, 中国林业出版社
- [2] 中国科学院青藏高原综合科学考察队, 1988: 西藏植被, 科学出版社
- [3] 四川植物协作组, 1980: 四川植被, 四川人民出版社
- [4] 《长江上游以水资源开发和生态保护总体战略研究》课题组, 1992: 长江上游地区资源开发和生态保护总体战略研究.
- [5] 刘照光, 1991: 川西北国土综合开发规划研究, 四川民族出版社
- [6] 刘照光主编, 1985: 贡嘎山植被, 四川科学技术出版社
- [7] 刘照光主编, 1975~1977: 植被专著(1~6期), 川生科技
- [8] 刘照光等, 1981: 四川省植被分区和农林牧业合理布局, 植物生态学与地植物学丛刊, (5) 1
- [9] 刘照光、印开蒲, 1982: 大力恢复植被, 维护生态平衡中国水土保持, 第2期
- [10] 刘照光、胡孝宏, 1985: 贡嘎山地区主植物类型和颂, 植物生态学与植物学学报, (10) 1
- [12] 刘照光、陈庆恒, 1986: 四川省植被区划, 四川省社会科学院出版社
- [13] 朱鹏飞、李德融, 1989: 四川森林土壤, 四川科学技术出版社
- [14] 吴征镒主编, 1980: 中国植被, 科学出版社
- [15] 吴征镒, 朱彦主编, 1987: 云南植被, 科学出版社
- [16] 岷江上游以水资源为主的国土综合开发研究课题组, 1988: 岷江上游以上资源为主的国土综合开发研究, 四川省科学技术协会四川省国土局
- [17] 卧龙自然保护区管理局等编, 1987: 卧龙植被及资源植物, 四川科学技术出版社
- [18] 钱迎倩、马克平, 1994: 生物多样性研究的原理和方法, 中国科学院技术出版社
- [19] Liu Zhao-guang, 1987: Economic plants of Hengduan Mountainous Region, ICIMOD (国际山地中心论文集)
- [20] Liu Zhao-guang, 1987: Study on Exploitation of the subtropical Mountain Land of Sichuan, China. 国际生态学会亚热带山地讨论会论文集.

## 9 中国温带草原生态系统的退化与恢复重建

李永宏 陈佐忠

(中国科学院植物研究所, 北京 100093)

### 1. 中国草原生态系统及其退化概况

在我国温带，东起东北平原，西至湟水河谷，东西绵延 2500 公里，南北跨越 16 个纬度，分布着广袤的温带草原<sup>\*</sup>。从松嫩平原、西辽河平原，经内蒙古高原、鄂尔多斯高原，到黄土高原的西南缘，随着地理位置的南移，草原分布的海拔高度逐级上升，并与青藏高原适应高寒环境的高寒草甸相连接。辽阔的草原受控于典型的大陆性半干旱气候，年降水量多介于 200—450mm, ≥10℃ 的积温变化于 1600—3300℃, 气候干燥度 (Penman 指数) 介于 2—4.5。土壤以栗钙土、黑钙土和棕钙土为主，耐寒的旱生多年生禾草 [尤其是针茅属 (*Stipa* sp.) 禾草] 草原构成了地带性的生态系统景观<sup>[1]</sup>。黄羊、羚羊、野驴、狍、狼、狐和多种啮齿动物是活动于该景观中最重要的野生动物。自从经营畜牧业以来，草原就作为一种重要的可更新资源，支撑着区域畜牧经济的发展和高度多样化的民族人口。牛、羊和马是最重要的家养动物。

我国的温带草原是欧亚大草原的重要部分，具有广阔的生态地理代表性，蕴藏着丰富的生物多样性资源，不仅是区域畜牧经济的支柱，且位于西北荒漠区的东缘，也是草原区和其东南农区生态屏障。在草原地区，逐水草而牧的土地利用方式，与草原生态系统景观相协调，持续了几千年。然而随着社会的发展，游牧民族的定居，人口及家畜的增加，人类活动引起的草原生态系统退化日益严重，已严重阻碍了该区社会经济的持续发展。据统计，我国天然草原已有约三分之一处于不同程度的退化之中。如内蒙古草场资源遥感调查结果表明其天然草场退化面积达 21.3 万平方公里，已占可利用草地面积的 36%，其中严重退化的草地占 20% 以上；由于开垦、过牧、樵采等人为活动引起的沙化面积已达 4.3 万平方公里，占全区面积的 3.7%<sup>[3]</sup>；西藏、甘肃等地的退化草场面积也在 30% 以上<sup>[8]</sup>。草原退化已成为日益引人注意的重大问题，然而对于草原退化的概念却有着不同的理解，我们主要指草原生态系统在不合理人为因素干扰下，在其背离顶极的逆向演替过程中，表现出的植物生产力下降、质量降级和土壤理化和生物性状恶化，以及动物产品（如家畜胴体重）的下降等现象，即指整个生态系统生产力的衰退。认识草原生态系统退化的原因、过程和机制，发展快速低投入恢复措施与技术，寻求与当今社会体制相协调的草原生态系统持续管理方式，为当今社会的发展所急需。

### 2. 草原生态系统退化的原因

引起草原生态系统退化的因素有不合理的放牧、刈割、开垦、樵采、狩猎、开矿和旅游

\* 本文的温带草原主要局限于陆地生态系统分类中的半干旱草原 (Steppe)，而不是广义的草地或草场。

等多个方面。其中不合理放牧的影响程度最深，范围最广。

### 2.1 缺乏与草原生态系统和社会发展相协调的放牧体制是近来草原退化的首要原因

随着社会体制发展，科学技术的进步，人类对草原生态系统的开发能力日益增强。但由于人对草原生态系统认识不足，对草原资源的不合理利用，引起草原退化、畜牧业生产受损的例子在全球范围内都是普遍的。如北美的草原生态系统，随着欧洲人的迁入，钻井、风力水泵和刺丝等技术的引入，大大改变了其景观格局（McNaughton, 1993），并且由于对草原持续承载能力的认识不足，家畜数量的过高发展导致了草原的退化，使生产力下降，草群变劣；1886年北美草原曾有约85%的牛死于饥寒。澳大利亚的养羊业也经历了同样的发展过程，如某一地区从1860年开始养羊，到1990年发展到1400万只，引起了草地的退化，致使大批的绵羊死亡；目前该区年产绵羊400—600万只，为合理的饲养量<sup>[4]</sup>。在我国历史上，由于社会体制的变化，对草原盲目开发引起草原生态系统退化、沙化的例子也是很多的。如鄂尔多斯南部的毛乌素沙地，过去曾是一片丰茂的草原，但自明朝修“大边”之后，开始大面积农垦，长城沿线，聚落突起、居民大增，开垦、放牧和割柴，破坏了植被，引起了流沙<sup>[1]</sup>。此后由于进一步滥垦和掠荒种植制度，使沙化地段不断扩大。在过去的几十年中，我国草原地区的社会体制发生了重大的变化，表现在游牧民族的定居，改变了草原利用的时空格局，尤其加大了草原利用的空间不平衡性；同时生活条件的改善，人口及家畜数量的急增，使得超载过牧；与草原生态系统谐调发展的游牧方式遂被摒弃，而适应于当代社会的放牧利用新体制却未能建立起来；生产经营者只经营畜而不经营草，盲目发展家畜，不合理放牧草地，使草地生产力下降了30%以上，退化速度甚为急剧。

### 2.2 盲目开垦也是导致草原退化和沙化的主要原因

上述毛乌素沙地流沙形成的历史便有滥垦的作用。我国草原由于盲目开垦诱发的退化和沙化，最严重地出现在较为湿润的草甸草原区，即目前的北方半干旱农牧交错区。如内蒙古商都县原为纯牧区，上世纪末、本世纪初开始零星农垦，1915年随着大规模的移民，农垦规模也急剧增大。由于气候干旱、春季多风、地表物质松散，沙质草原在开垦的诱发下极易沙化。80年代末与30年代末相比，这里人口增加了4倍，耕地增加了两倍多，但其中沙化面积已占到了三分之一。而草场面积缩小了一半，每畜占有的草场面积缩小了十多倍，草场退化十分严重<sup>[25]</sup>。

草原地区开垦不仅会使被垦的耕地沙化，还能诱发周围草原的沙化<sup>[12]</sup>，而且由于耕作制度粗放，许多耕地只能种植几年便因肥力下降和质地沙化而不得不撂荒。如内蒙古锡林郭勒盟草原地区的耕地土壤与未开垦的草原暗栗钙土相比，其有机质含量下降了27—57%；全氮含量下降30—60%。同时由于春季风大，耕田无植被覆盖，风蚀严重，表层细微土粒易吹走，与底层相比，减少5—20%，粗砂粒相对增加7—13%<sup>[33]</sup>。位于锡林郭勒草原地区的白音锡勒牧场1950年前为纯牧区，1953年开始开垦，耕地面积逐步增大，到1977年达约14000ha，播种10000ha；尔后由于广种薄收，地力下降，耕作效益甚微，而遂被撂荒，面积逐步缩小，到1990年下降到12,000ha，播种面积仅6000hm<sup>2</sup><sup>[9]</sup>。因此对草原地区开垦经营种植业要采取十分谨慎的态度。

### 2.3 不合理的刈割、樵采、开矿和旅游等也草原退化的重要原因

充分利用天然草场资源，大力增加干草贮备，是解决草原放牧生态系统中草畜季节不平衡、保持草原畜牧业持续稳定发展的有效措施。然而不合理的连续无投入的割草和割草季节

的不当，也是引起草场退化的重要原因。如对内蒙古羊草草原不同割草制度的试验研究表明，连年割草可使草地的生产力下降，草群中禾草和豆科植物比例下降，杂类草比例增加。植物的高度和单株重均下降<sup>[23]</sup>。

樵采是引起草原退化的另一原因。如在内蒙古草原区，人们刈割灌丛或蒿草作燃料；大规模的挖掘药材植物，如甘草（*Glycyrrhiza uralensis*）、麻黄（*Ephedra sinica*）、内蒙黄芪（*Astragalus mongolica*）和知母（*Anemarrhena asphodeloides*）等；无保留的采集食用菌，如蘑菇圈上的多种真菌和荒漠草原地区发菜（*Nostoc flagelliforme*）等；严重破坏了草原生态系统的植被土壤或地表结构及功能过程，在很多地区引起了草原的退化和沙化。

草原区矿产资源的开发也是引起草原退化的重要原因。如位于我国温带草原区东南部的农牧交错区，矿用地可占该区土地面积的4%，植被完全被掘弃，并诱发了矿区周围草原的退化和沙化。矿弃地上植被的恢复是十分缓慢的。

旅游业是草原地区的新型产业，草原区是生态旅游的理想去处。尤其是辽阔雄浑的高原风光与民族文化的结合，吸引着越来越多的游客，必将是草原地区有发展前途的产业。然而旅游业发展中规划不周，管理不善引来的对自然环境的破坏也已初露端倪，如随着大型交通运输车辆的发展，草原到处都是路，道路对草场的破坏已非小面积。这些都应引起注意，但限于篇幅，我们下面主要讨论草原生态系统的放牧退化问题。

### 3. 草原生态系统中植被的放牧退化模式

草原植被构成了草原生态系统的景观特征，且对家畜放牧有易于测定的敏感性反应，常被作为判别草场利用或退化状况的指标。草原在放牧影响下的演替有一些共同的规律，如一般而言，草群中耐牧和适牧植物逐步增多，不耐牧植物减少或消失；草地生产力降低，优质饲草比例下降；但草地生物多样性在适度放牧下最高。然而我国草原面积辽阔、类型多样，其放牧退化演替的模式是相异的。在放牧退化演替研究中，“顶极与植物演替理论”（Clements, 1916）是最基本的理论依据。该理论首先由 Sampson (1919) 引入了草场管理的研究中，而 Dysterhuis<sup>[43]</sup> 则明确提出了草场放牧演替的“单稳态模式（Mono-stable state）”，并区分放牧演替中的植物为增加者、减少者和侵入者。单稳态模式认为：一个草场类型只有一个稳态（顶极或潜在自然群落），不合理的放牧所引起的逆行演替可以通过管理、减轻或停止放牧而恢复，并且恢复过程与退化过程途径相同，而方向相反<sup>[44]</sup>。该模式是近来草场放牧演替绝大多数研究工作的理论依据。只是在最近，Laycock 等人<sup>[45]</sup> 观察到了退化的草场类型在停止放牧后并没有沿着其退化的途径恢复到原来顶极现象，而是较长期地稳定在演替的某一阶段中，因而认为一些草场的放牧演替中有多个稳态存在，即多稳态模式（Multiple Stable State）。

在内蒙古草区，不同草原类型的放牧退化演替已为许多草地生态学者所关注。李世英等<sup>[14]</sup>划分了羊草草原的放牧退化阶段；李德新<sup>[15]</sup>对克氏针茅（*Stipa krylovii*）草原、安宝林<sup>[7]</sup>对本氏针茅（*S. bungeana*）草原、昭和斯图等<sup>[34]</sup>对短花针茅（*S. breviflora*）草原在不同放牧强度下草原特征开展了研究；潘学清等<sup>[40]</sup>和魏绍成等<sup>[41]</sup>则研究了草原草场放牧影响下的动态。李永宏<sup>[16,17,18,19,20]</sup>研究了羊草草原和大针茅草原在牧压梯度上的空间变化及退化草原的恢复演替动态，认为内蒙古草原的放牧退化演替是单稳态的，且草原在牧压梯度上的空间变化与恢复演替动态相对应；同时综合分析了内蒙古主要草原类型的放牧退化模

式，揭示出除了干旱的小针茅 (*S. clements*) 草原外，主要的针茅草原 (*S. baicalensis*, *S. grandis*, *S. krylovii*, *S. breviflora*, 及部分 *S. clements*) 在自由放牧下均异途同归，经过小禾草阶段而趋同于冷蒿 (*Artemisia frigida*) 草原。冷蒿由于具有适牧的营养繁殖对策，随放牧的增强而增加，是定量的放牧退化指示植物，同时又是优良牧草和草原退化的阻截者<sup>[21]</sup>

东北平原的草原放牧（或刈割）退化往往与土壤的碱化相伴发生，植被退化程度严重的地区，土壤的盐渍化程度也越严重。反之亦然。二者互为因果，相互影响与抑制<sup>[30]</sup>。如东北松嫩平原的羊草草原，在放牧的影响下，退化与碱化同时发生，随着放牧强度的增加，羊草等优势种逐步减少，甚至完全消失；而另一些植物如寸草苔 (*Carex duriuscula*)、星星草 (*Puccinella tenuiflora*) 则逐步增多或出现，形成优势种。草原群落退化演替的一般过程为羊草群落→寸草苔群落→虎尾草 (*Chloris uirgata*) 群落、星星草群落→碱蓬群落 (*Suaeda glauca*)。

在黄土高原地区，由于土层深厚，气候条件对种植业有一定的优越性，长期以来种植业一直是主要的土地利用方式，因而开垦对草原植被的破坏在该区是首要的。随着人口的增加，开垦从河谷向缓坡和陡坡逐步发展，一些山区的短花针茅、克氏针茅或本氏针茅草原均被开垦为农田。由于黄土地质疏松，开垦后水土流失极易，植被的恢复是十分艰难的。过度放牧引起的草场退化也十分普遍，目前退化草场可占草场总面积的 36.6%，其中重度退化的草场可占 14.8%。有些地区，如宁夏可占到 72%。由于过度放牧引起的草原退化同样表现为草地生产力和质量的下降，如位于固原县的本氏针茅和大针茅草原草场退化后变成了适口性很差的百里香 (*Thymus mongolica*) 星毛委陵菜 (*Potentilla acaulis*) 草场，产量由每公顷 5823 公斤（青草）降为 1670.9 公斤。但更为严重的是在黄土高原地区草原的放牧退化极易引起风蚀和水蚀，导致土壤沙化或水土流失<sup>[3]</sup>。

#### 4. 草原生态系统退化的机制

上述从草原植被放牧演替的角度描述了草原生态系统在放牧退化过程中的动态，然而草原的退化是整个生态系统的退化。贯穿到生态系统的各个组分与功能过程之中。从根本上讲，草原生态系统放牧退化的主要原因是不合理的超载过牧和放牧方式对生态系统各组分及其协调关系的破坏，以及对生态系统物质循环通量的衰减。因而认识放牧影响下草原生态系统各组分间的相互作用与协同变化和不同生态系统的物质循环规律，是寻求限制生态恢复的关键因子，制定快速低投入生态恢复措施的基础。

##### 4.1 草原放牧退化过程中各功能组分的变化及其协同性

内蒙古典型草原生态系统放牧退化梯度上草原生态系统各组分的特征变化的协同研究表明：随着放牧强度的增加，草原植物的物种丰富度（在较大面积上）下降，但群落的均匀度和多样性指数在中牧地段较高，草原地上生物量显著下降，草群变低，草质变劣，并常有大量的有毒植物出现<sup>[19,20]</sup>。但对草地生产力（NPP）与放牧的关系，尤其对轻牧下草原地上生产力有无超补偿生产及其持续性尚无充分的认识。随着放牧强度的增加，草原动物也发生协同变化，如退化草原的稀疏低矮植被和开阔生境为一些群聚鼠提供了有利的栖息地，可使群聚型鼠类得到大量的繁衍和扩展，形成鼠害，进一步促进了草原的退化，形成恶性循环<sup>[9,35]</sup>。牧压梯度上鼠类群落的物种多样性与植物群落有相似的变化规律。放牧对草原最

主要的昆虫——蝗虫的研究表明，蝗虫群落中生态型和生态位的分化随放牧增强而趋于简单化和单一化，空间异质性逐渐降低，而群落的生物量能值逐渐增加<sup>[36]</sup>。草原土壤理化和生物性状在家畜放牧退化中的特征变化，与草原第一性和第二性生产的变化紧密相关。随着放牧的增强，草原表层土壤质地变粗，结构变坏，硬度变大，容重增大，通气性变弱，持水量下降；土壤有机质下降，氮磷钾营养元素降低，如有机质下降35—53%，全氮由0.15%下降至0.13%<sup>[6]</sup>。土壤腐殖质特性也发生变化，如放牧退化草地表层腐殖质与未退化草地相比，其含量、胡敏酸/富里酸值，表层胡敏酸的总酸度和羧基含量都有降低。土壤无脊椎动物的群落结构也以中轻牧条件下复杂，多样性指数高，相似于地上生物群落，但在重牧下结构趋于简化；不同功能群随牧压的变化与植物和土壤的变化相一致，如粪食性功能群随放牧增强而增加等，与整个草原系统的变化相协同<sup>[10]</sup>。土壤微生物也有相应的变化，如嫌气性细菌随放牧增强而增加，而好气性细菌减少；适当的放牧对某些真菌（如丝状真菌）有刺激作用，使其多样性增加，而重度放牧降低其多样性<sup>[11]</sup>；土壤微生物的生物量也与土壤含水量和养分含量呈正相关<sup>[39]</sup>，即随放牧压的增强而下降。总之，草原生态系统各组分在放牧影响下形成一个相互作用，协同变化的整体。因此对于草原退化应综合考虑各功能组分间的相对变化才能诊断处于某一阶段的退化草原恢复的限制因子。如研究表明，在典型草原地区，草原土壤的退化（或恢复）滞后于草原植被，因而对于放牧史不同的草原，草原植被的组成和结构可能是相似的，但土壤的退化程度是不同的，因而采取的恢复措施也应不同。

另外，东北地区的草原生态系统在放牧退化过程中，随植物群落总盖度降低，土壤水分的吸收和利用数量下降，植物群落蒸腾降低，土壤表面蒸发增多，而使土体中根层以下的盐分上升到地表，发生盐化及其相伴的碱化，是其特殊性<sup>[30,32,37]</sup>。

#### 4.2 草原放牧退化过程中物质循环规律的变化

我国温带草原生态系统中，草原植物是与动物，尤其是大型有蹄类食草动物协同进化而来的，并且有几千年的家养动物放牧史，植食动物的放牧活动是草原生态系统维持其正常功能的重要部分。放牧可以促进草原生态系统的物质循环速率和在群体水平上选择快速生长的物种，因而适当的放牧可增加系统的生产力<sup>[42,47]</sup>。然而随着放牧的增强和畜产品的大量输出，在没有营养物质输入的情况下，当产品输出带走的营养物质大于系统本身具有的修复和补充能力时，系统的物质循环通量无疑会降低，甚至崩溃。我国草原生态系统退化的根本原因正是由于物质循环长期不平衡，输出大于输入造成的。以氮素平衡为例，据估算，从草地运出1吨牛肉，相当于输出26公斤纯氮，折合130公斤的硫酸铵。由于草原生态系统自身的固氮能力不足，尤其是我国温带草原中豆科植物比例本来就低，随着放牧的加强其作用更加微弱；同时随着人口的增加，更多的畜粪用作燃料，浪费了大量的有机质。随畜产品大量输出的氮素得不到相应的补充，物质输出长期以来大于输入，日积月累，生态系统的物质循环通量逐步衰减，导致了草地生产力的严重退化<sup>[27]</sup>。傅林谦等<sup>[38]</sup>对草原土壤内磷素转化和循环规律的研究也表明，轻度放牧退化的羊草草原，其磷素的流通速率和流通量均比末放牧的割草地低。

### 5. 退化草原生态系统的生态恢复与持续管理

#### 5.1 自然恢复

生态系统均具有自愈能力 对于退化的生态系统，在环境条件不变的情况下，只要排除

致使其退化的因素，给予充分的时间，均可自行恢复到其原来的状态。因而排除放牧等干扰因素，使草原自然恢复，作为一种低投入的措施在退化草原生态系统整治中已得到了广泛的应用。如内蒙古典型草原区，以冷蒿、针茅（*Stipa krylovii* 和 *S. grandis*）、羊草、冰草（*Agropyron cristatum*）为主的退化草原，经过 7 年的自然恢复，其地上生物量由 1.1 吨/ha 恢复到 1.9 吨/ha，增加了 73%；草群盖度也有所增加（48→55%），高度大幅度增加（10→30cm）；以羊草和冰草等为主的禾草类植物比例由 38% 增到 71%；其中羊草由 9.0% 增加到 35.7%。而以冷蒿为主的菊科植物比例由 31%，大幅度下降至 9%，其中冷蒿由 27.0% 下降至 4.7%。豆科植物比例明显增加，如扁宿豆（*Melissitus ruthenica*）由 0.8% 上升至 4.1%；草地质量有明显的提高。退化至冷蒿 + 小禾草阶段的草原生态系统经过约 10 年左右时间，便可恢复到近似未退化前的草地状况，即以羊草和针茅为主的草原群落<sup>[17]</sup>。当然，如前所述，退化草地的恢复速率不仅与当时的草地状况有关，还与放牧史的长短有关。由于上例中草原退化也仅十几年，草原土壤质地并未完全恶化<sup>[31]</sup>，植物种质资源并未从系统中完全消失，因此恢复起来较快。对于这一类草原进行围栏封育，使其自然恢复，不失为一种经济的恢复措施。然而若土壤理化性状恶化，则仅靠自然恢复是相当缓慢的。

## 5.2 人工促进，生态恢复

对于某些退化的草原生态系统而言，其自然恢复是极其缓慢的。生态恢复就是要认识并消除生态系统恢复的限制因子，达到快速低投入恢复的目标。在退化草原生态系统恢复与改良中，已有许多措施得到了应用。包括松土、浅耕翻等改善土壤物理性状的措施；增施肥料，尤其是氮肥以改善土壤的营养状况的措施；补播本土优良牧草以增加植被恢复速率的措施和通过轻度合理放牧来促进草地恢复等措施。

浅耕翻松土对退化草地生态系统的恢复有明显的效果。如内蒙古典型草原地带的退化草原，进行松土处理后，土壤通气性好转，孔隙度增加 6.4%，而有利于土壤动物和微生物的活动<sup>[29]</sup>。另外观察还表明浅耕翻松土还可切断根茎性植物，如切断优良牧草羊草的地下茎而促进其萌蘖，增加其枝条密度，从而增加其恢复速率。天然草场松土可使其产量增加 27—87%<sup>[2]</sup>。然而单纯改善土壤的物理性状，从生态系统物质循环的角度出发，由于未能从根本上改善植物生长所需的营养元素，其效益是难以持久的。

草原施肥是保证草原生态系统物质输入与输出间的平衡，实现系统持续生产的重要措施。陈佐忠等<sup>[26,27]</sup>对内蒙古退化草原生态系统的施肥处理表明，其效果是十分明显的，尤其是氮肥，如施用硝酸铵可使产草量增加 51%。

补播牧草是加快某些优良牧草繁殖或扩张速率，实现快速恢复的有力措施。如在内蒙古羊草草原地区，补播羊草能使其生产力在短短 2—3 年内达到与自然恢复的草原，其群落结构的稳定性和物种多样性均较天然草原低，但由于羊草是优良牧草，对生产有利。补播或混播豆科牧草也是较常用的退化草原恢复改良措施。这主要是由于退化草原土壤的氮素非常不足，补播豆科牧草可以增加土壤的肥力，从而增加草原植物的生产力，而加快恢复。如在内蒙古典型草原区退化草原上混播羊草与豆科牧草（黄花苜蓿、紫花苜蓿、扁蓿豆等）草地，其产草量是单播羊草的 1.34—1.44 倍<sup>[28]</sup>。但常常可以看到在补播的初期，豆科植物生长较为茂盛，而到后期则由于土壤养分状况的改善、禾草竞争能力的增加，豆科植物逐步减少，直至自然群落所有的比例。因此维持禾草与豆科牧草混播草地的高生产力，需有一定的持续管理投入。

对于生境条件较好，尤其水分条件较优的严重退化草原地区，选用优良牧草组合，建设人工草地可大大增强种质资源的获得性及其扩张速率，达到快速恢复的目的。如在内蒙古草原典型草原区，撂荒地上建立人工草地，3年后的草地产量可比同区天然草原高60%<sup>[33]</sup>，然而人工草地的维持也是需要一定的管理投入，否则便会向自然的草原群落演替。值得说明的是，有时为了加快草地的生产力恢复，可选用非本土植物。这种仅以生产力的快速恢复，从理论上讲则不属于生态恢复，而属于生态重建，可在局部地区开展，但不应是草原生态系统持续管理的目标。

合理调控畜群可在一定程度上改善草原生态系统的物质循环，促进植物的生长，达到改良草地状况的目的。如初步研究表明在内蒙古小禾草典型草原放牧场上，通过轻度轮牧的草地，其生产力的恢复可大于无牧封育草地。这方面的研究尚不充分，是值得深入研究的重要方面。

### 5.3 草原生态系统持续管理体系的建立

正如本文在分析草原生态系统退化原因时指出，不合理的放牧制度是致使草原退化的首要原因。目前我国退化草原生态系统治理的现状是：“边治理，边退化；退化大于治理”。因此建立适宜的草原生态系统持续利用体系，是遏制草原退化、恢复退化草原，达到长治久安的根本策略。如在草地资源不足时，轮牧连续放牧有较大的优势，且对于同样的载畜水平，“短时高强度放牧”比“长时低强度放牧”更有利于植物的生长等。然而适宜的草原利用体系是随不同草原类型而异的。阐明不同类型草原生态系统第一性生产力及其持续载畜能力、不同放牧方式和季节对草原草畜土系统的影响、草原植物生产力与家畜放牧强度间的相互作用模式、草原的生物多样性的维持机制等，是制定草原生态系统持续管理措施的基础。而这些方面都有待更进一步的研究、示范与实践。同时，草原地区土地经营等体制的优化则是在更高尺度上实行草原生态系统持续管理的策略。

## 参 考 文 献

- [1] 中国植被编辑委员会，1980：中国植被，北京：中国科学出版社。
- [2] 马志广，1989：我国天然草场改良效果和开发潜力，中国草地科学与草业发展，北京：科学出版社。
- [3] 王义凤（主编），1991：黄土高原地区植被资源及其合理利用，北京：中国科学技术出版社。
- [4] 皮特，1990：内蒙古草原的改良与利用，德格吉呼主编：中国北方草原与畜牧发展项目文集，北京：中国科学技术出版社，240—249。
- [5] 田效文、刘玉红，1988：呼盟牧业四旗草场退化与资源管理，中国草地，(2) 19—26。
- [6] 关世英，齐沛钦，康师安，常进宝，1995：不同放牧强度对草原土壤养分含量变化的影响初析，草原生态系统研究，科学出版社，5（印刷中）。
- [7] 安宝林，1986：草原退化及其治理的战略措施，中国草地，(3) 56—59。
- [8] 刘起，1989：我国北方草场资源及其开发利用，中国草地科学与草业发展，北京：科学出版社。
- [9] 刘书润，1979：内蒙古锡林郭勒地区布氏田鼠与草原植被相互关系的初步研究，中国草原，北京：科学出版社，2：27—31。
- [10] 刘水江、刘新民、乾德门，1995：不同牧压对草原土壤动物的影响研究，草原生态系统研究，科学出版社，5（印刷中）。
- [11] 刘丽萍、廖仰南，1995：不同放牧强度区草原土壤微生物生态特性及其多样性，草原生态系统研究，科学出版社，5（印刷中）。
- [12] 许志信，1990：内蒙古草原退化现状及治理意见，中国土地退化防治研究，中国科学技术出版社，291—294。
- [13] 李博、陈凯，1989：遥感在内蒙古草场资源调查中的应用研究——项目研究成果简要报告，内蒙古草原资源遥感考

- 察队编, 内蒙古草场资源遥感应用研究, 呼和浩特: 内蒙古大学出版社, 9—20页。
- [14] 李世英、肖运峰, 1964: 内蒙古呼盟莫达吉地区羊草草原放牧演替阶段的初步划分, 植物生态学与地植物学丛刊, 3 (2): 200—217。
- [15] 李德新, 1980: 放牧对克氏针茅草原影响的初步研究, 中国草原, (4) 1—8。
- [16] 李永宏, 1988: 内蒙古锡林河流域羊草草原和大针茅草原在放牧影响下的分异和趋同, 植物生态学与地植物学学报, 12: 189—196。
- [17] 李永宏, 1992: 放牧空间梯度上和恢复演替时间梯度上羊草草原的群落特征及其对应性, 草原生态系统研究, 北京: 科学出版社, 4: 1—7。
- [18] 李永宏, 1989: Impact of Grazing on Aneurolepidium chinense steppe and Stipa grandis steppe, *Acta Oecol. /Oecol. Appl.*, 10 (1) 31—46.
- [19] 李永宏, 1991 a: Ecologie et potentialité pastorale des steppes en Mongolie Interieure, These de l' université de Montpellier, France 305P.
- [20] 李永宏, 1991 b: The current situation of steppe rangeland use in Inner Mongolia — relations between rangeland structure with grazing, The 4th Int. Range. Congr. Montpellier, 340—345.
- [21] 李永宏, 1994, 内蒙古草原草场放牧退化模式研究及退化监测系统建议, 植物生态学报, 18 (1): 68—79。
- [22] 吕贻忠, 赵玉萍, 夏荣基, 1992: 内蒙古锡林河流域栗钙土腐殖质特性研究 I, 围栏封育与自由放牧条件土壤腐殖质特性的变化, 草原生态系统研究, 北京: 科学出版社, 4: 171—180。
- [23] 仲延凯, 朴顺姬, 包青海, 1992, 人工羊草地割草演替试验结果的分析, 草原生态系统研究, 北京: 科学出版社, 2: 172—183。
- [24] 任斌, 1990: 翁牛特旗草地退化规律性的研究, 内蒙古草业, (4) 39—44。
- [25] 朱震达, 1989: 中国的沙漠化及其治理, 北京: 科学出版社。
- [26] 陈佐忠, 盛修武, 杨宗贵, 黄德华, 1988: 不同类型草原群落雨季施肥的生态效应, 草原生态系统研究, 北京: 科学出版社, 1: 225—231。
- [27] 陈佐忠, 1990: 我国天然草地生态系统的退化及其调控, 中国土地退化防治研究, 北京: 中国科学技术出版社, 86—89。
- [28] 陈敏, 宝音陶格涛, 1988, 建立羊草与豆科牧草混播草地的试验, 草原生态系统研究, 北京: 科学出版社: 2: 239—245。
- [29] 陈敏, 1990: 典型草原地区退化草原的改良及提高生产力途径的研究, 植物生态学与地植物学学报, 13 (4)。
- [30] 张为政, 1994: 松嫩平原羊草草地植被退化与土壤盐渍化的关系, 植物生态学报, 18 (1): 50—55。
- [31] 张小川, 蔡蔚旗, 徐琪, 1990: 草原土壤植被系统中 Si、Al、Fe 和 Me 的循环, 生态学报, 10 (2): 109—114。
- [32] 郑慧莹, 李建东, 1995: 松嫩平原盐碱植物群落形成过程的探讨, 植物生态学报, 1—12。
- [33] 姜恕, 1988: 关于草原合理利用策略的探讨—以内蒙古锡林郭勒盟中部白音锡勒地区为例, 草原生态系统研究, 2: 1—9。
- [34] 昭和斯图、祁永, 1987: 内蒙古短花针茅草原放牧退化系列的研究, 中国草地, (1): 29—35。
- [35] 钟文勤, 周庆强, 1985: 布氏田鼠的生境选择与植被条件, 草原生态系统研究, 1: 147—152。
- [36] 康乐, 陈永林, 1992: 草原蝗虫对时空异质性的研究, 草原生态系统研究, 北京: 科学出版社, 4: 109—124。
- [37] 葛灌等, 1990: 盐生植被在土壤积盐—脱盐过程中作用的初探, 草业学报, 1 (1): 70—76。
- [38] 傅林谦, 祝廷成, 安瑞军, 1994: 羊草草地土壤生态系统磷的转化及循环规律的研究, 草地学报, 2 (1): 1—8。
- [39] 廖仰南, 张桂枝, 1985: 内蒙古草原土壤微生物生态研究 II, 锡林河流域土壤微生物生物量及其季节动态, 草原生态系统研究, 1: 181—194。
- [40] 潘学清等, 1988: 呼伦贝尔三种草地植被的变化, 中国草地, (2), 19—23。
- [41] 魏绍成, 刘显芝, 1986: 退化草场分级及其与群落逆行演替的关系, 中国草地, (1): 27—29。
- [42] DeAngelis, D. L & M. A. Huston, 1993: Futher consideration on the debate over herbivore optimization theory, Ecological application, 3: 30—31.
- [43] Dyksterhuis E. J., 1949: Condition and management of rangeland based on quantitative ecology, *J. Rg Mgt*, 2: 104—115.

- [44] Fuls E. R., et al, 1991: Habitat and vegetation dynamics during range retrogression, The 4th Int. Range. Congr. Montepellier (Abstract, No. (36).
- [45] Laycock W. A., 1991: Stable states and thresholds of range condition on North American rangeland-a viewpoint, J. Rg Mgt.
- [46] McNaughton S. J., 1993: Grasses and grazers, Science and management, Ecological Application 3: 17–20.
- [47] Risser P. G., 1993: Making ecological information practical for resource managers, Ecological application, 3: 37–38.

## 10 中国的荒漠及荒漠草原退化生态系统

李述刚 程心俊 刘速

(中国科学院新疆生物土壤沙漠研究所, 乌鲁木齐 830011)

生态系统的退化现象在中国西北部荒漠及荒漠草原区普遍存在, 其中草地及绿州荒漠化、土壤的盐碱化、风沙等问题表现更为突出。在这占全国土地总面积约30%的辽阔区域里<sup>[28]</sup>, 除分布有地带性的荒漠和荒漠草原外, 还有各大山系的山地的植被及隐域性的荒漠河岸植被和盐生植被。这些植被分别与当地的自然环境构成结构多样的生态系统。由于该地区恶劣的自然条件, 限制了生态系统的初级生产力水平、规模和营养级层次, 从而影响了生态系统的稳定性<sup>[1]</sup>。因此该区域的生态系统多是脆弱的、抗干扰能力较差的生态系统。它们长期受到诸如干旱、盐碱、风沙等自然灾害的干扰, 而不合理的土地利用方式(滥垦、过度放牧和盲目樵伐)又加强了这些自然灾害的干扰, 使生态系统产生了程度不同的退化甚至崩溃。我国西北部众多古老文明的消失<sup>[32,27]</sup>, 新垦绿州土地的大面积次生盐碱化<sup>[12]</sup>普氏野马(*Equus przewalskii*)的灭绝<sup>[29]</sup>和野骆驼(*Camelus bactrianus*)栖息地的急剧缩小<sup>[21]</sup>等悲剧均是这种自然环境和人类行为双重干扰的结果。因此开展对荒漠及荒漠化草原退化生态系统的研究, 有利于维护和提高该地区荒漠—绿州生态系统的生产力水平、改善和保护该地区动植物资源与环境。

### 1. 荒漠及荒漠草原的分布范围和环境特征

1.1 分布: 荒漠和荒漠化草原集中在我国的干旱地区, 其分布区域东界在鄂尔多斯高原中西部, 由此向西分布于阿拉善高原, 河西走廊, 柴达木盆地、诺敏戈壁、哈顺戈壁、准噶尔盆地和塔里木盆地。在西藏西部和北部则分布有具高原地带性特征的温性和高寒荒漠。

通过对该地区地质历史的研究已表明: 本地区的干旱地理环境早在晚白垩纪早第三纪时就已初步形成, 其后经历喜马拉雅造山运动和青藏高原的隆起, 干旱程度进一步加剧<sup>[2]</sup>。因此, 目前处在本地区的各类生态系统均是自然条件长期不断旱化的产物。

1.2 环境条件是生态系统中的重要组成部分, 它直接影响着生态系统的性质。环境因子的变化势必会引起生态系统的结构和功能的变化, 从而引起整个生态系统波动。由于该地区深处欧亚大陆, 四周又多为高山所环绕, 夏季海洋季风很难直接影响这里, 冬季则大陆季风势力强大, 从而使该地区具有以下气候特点:

(1) 光热资源丰富: 该地区是中国日照时间最长, 日照百分率高, 太阳辐射大的地区。年日照时数为2550~3500小时, 太阳辐射总量为543.3~647.9千焦耳/厘米<sup>2</sup>·年, 年光合有效辐射达250.8~292.6千焦耳/厘米<sup>2</sup>·年。日均温≥10℃的积温为一般为2200~4000℃(柴达木盆地及西藏阿里地区在1000~2000℃), 吐鲁番高达5500℃。

(2) 冷热变化剧烈: 气温的日、年变幅巨大是本地区气候的主要特性。极端最低气温在北疆地区几乎都在-35℃以下, 富蕴县的可可托海的极端最低气温达-51℃。在夏季, 准

噶尔盆地南缘的极端最高温度均在40℃以上，而吐鲁番盆地则有49.6℃（我国极端值）的记录。这种气象上的极端温度对整个生态系统的影响程度尚难精确估计，但至少限制了那些狭温性物种在本区内的地理分布，从而使物种的丰富度受到影响。气温平均日较差在南疆为13—16℃，在北疆则为12—14℃，塔里木盆地南疆的民丰县的最大日较差为44.20℃。在该地区气温的年较差一般在26—42℃，极端年较差达60—70℃。这种冷热变化剧烈的特点与本地区空气干燥、下垫面缺少地被物（森林、草原）、多为戈壁、沙漠有密切的关系。

（3）降水量稀少：本地区降水量少，并有自东向西逐渐减少的趋势：在东部鄂尔多斯台地以东的年平均降水量在400毫米以上，发育有典型草原；由此向西至贺兰山，降水量不足400毫米，植被为荒漠化草原；贺兰山以西的年降水量在200毫米以下，植被类型为荒漠；到了托克逊年降水量仅为3.9毫米，为全国最低值，砾石戈壁上几乎无植物生长。

降水年际变率大是该地区降水的另一大特点，降水年变率在鄂尔多斯为20%以上，东疆和南疆东部高达40—50%，在南疆的不少地方有终年滴雨不降的记录。降水又多为暴雨形式，一次降水可以超过半年甚至一年的降水量。例如位于塔里木南缘的若羌县，其年平均降水量仅为14.0毫米，而1981年的降水为111毫米，其中在7月的一次降水就达73毫米，在当地绿洲引起了严重的水灾。据统计，仅在1991年新疆就有36县市发生了50余次局地突发性由暴雨引起的洪水灾害。

由于降水量稀少，空气极为干燥。本区域的空气相对湿度约在60%左右，在塔里木的空气相对湿度仅为35—40%，罗布泊洼地常有0的记录（李江风等，1987）。该地区的年蒸发量为2000—3000毫米，干燥度除在东部地区为2以外，绝大多数在4以上，准噶尔盆地在4—9之间，塔里木盆地、吐鲁番及东疆戈壁均大于12。

（4）风沙大：由于该地区受高空西风和西伯利亚—蒙古高压反气旋地方性环境的综合影响，本地区具有多风、风速大和沙暴多的特点。年平均风速北疆一般在2.5—3.4米/秒，南疆东部为3米/秒，罗布泊地区5米/秒。若羌的最大风速为42米/秒。由于强风，使该地区的风蚀作用十分明显，沙漠面积也不断扩大。

荒漠和荒漠化草原就是在这种特定环境下的产物，其结构和功能均和这种环境有着十分密切的联系。

## 2. 荒漠和荒漠草原的类型和结构特点

### 2.1 荒漠

我国的荒漠绝大部分属于温性荒漠，处于气候极端干旱，日照强烈，年降水量<250毫米，干燥度>4，土壤发育不良的内陆盆地、低山之上。因此荒漠的特点可以概括为：干旱、风沙、盐碱和动、植物种类稀少。作为一个生态系统，荒漠处在一种水热极不平衡的状态之中；一方面进入系统的水分很少，而另一方面消耗流出系统的又极多；夏季热量过剩，而冬季又因热量不足而严寒。因此，为生态系统主体的植物种类少而且结构简单。我国干旱区内的高等植物约3900种，仅占全国的14%，又多分布于山地，分布于平原的仅占五分之一，常见种不过数百种，动物种数也因环境条件恶劣和第一生产者植物的不足而受到限制，区内脊椎动物（水生除外）总数330余种<sup>[18]</sup>。这样一个环境严酷，结构简单和营养极少的生态系统是极为脆弱的，一旦受到破坏，就会迅速退化甚至崩溃。

根据构成荒漠植物群落优势层片的性质，可以将荒漠植物群落分为半灌木小半灌木荒

漠、灌木荒漠、小乔木荒漠和垫状小半灌木荒漠四个类型<sup>[5]</sup>。

2.1.1 半灌木、小半灌木荒漠：以超旱生的半灌木，小半灌木为优势的荒漠，是我国分布最为广泛的荒漠类型。其分布生境多样，从平原的砾石戈壁、剥蚀平台、壤土平原、沙漠、盐漠到石质或黄土状山地。根据生境及结构又可以划分为盐柴类、多汁盐柴类和蒿类荒漠。

(1) 盐柴类荒漠：以藜科和柽柳科种类为主，分布于岩石低山和砾石戈壁上。土壤中含有一定的石膏、碳酸钙和盐分。其群落的盖度极小，多为5~30%，优势层片通常由高不超过50厘米的超旱生中温性小半灌木构成，主要种类有琵琶柴（又名红砂）（*Reaumuria soongorica*）、驼绒藜（*Ceratoides latens*）、合头草（*Sympetrum regelii*）、戈壁藜（*Iljinia regelii*）、小蓬（*Nanophyton erinaceum*）、盐穗木（*Halostachys caspica*）、盐节木（*Halocnemum strobilaceum*）和猪毛菜（*Salsola*）、假木贼（*Anabasis*）、碱蓬（*Suaeda*）、盐爪爪（*Kalidium*）、滨藜（*Atriplex*）等属的一些种。尤以琵琶柴荒漠最典型，它东自鄂尔多斯西部，经阿拉善、河西、北山、柴达木、哈顺戈壁向西一直分布到准噶尔和塔里木盆地。并且在塔里木南部的昆仑山、阿尔金山山麓地带和山前洪积平原上有同属的五柱琵琶柴（*Reaumuria kaschgarica*）和黄花琵琶柴（*R. trigyna*）群落的广泛分布。琵琶柴荒漠分布是与它具有极强的抗旱性能分不开的，其渗透势为-50~-60巴<sup>[10]</sup>，其立地土壤的总盐量是超旱生植物琐琐及白琐琐的1倍以上<sup>[6]</sup>，但琵琶柴对土壤中有机质、氮和磷等营养元素的要求又明显高于后两者。琵琶柴这一特性也许正是该荒漠植被广泛出现于砾石低山、戈壁和盐碱化粘土之上，而绝少进入沙漠腹地和沙丘顶部的主要原因之一。另有研究也证实琵琶柴种子只能在降水之后的短期积水地中才能萌发成实生苗<sup>[31]</sup>，而沙丘上不具备这一积水条件。在准噶尔古老的冲积平原上，琵琶柴能与多种生活型的植物形成群落，其中早春短生、类短生植物在早春的群落中占有重要位置。在早春积雪融化后的30~80天内，短生植物大量发生，形成明显的层片和春季相，地上生物量可观<sup>[9]</sup>，是野生有蹄类、啮齿类，昆虫及家畜早春的主要食物来源。据中国科学院阜康荒漠生态试验站对当地琵琶柴荒漠生物量变化动态研究表明：琵琶柴荒漠地上部分生长稳定，对干旱季节不敏感，年际波动相对不大，因此说明该生态系统相对稳定。由于琵琶柴荒漠多处冲积平原，多被列为宜农荒地加以开垦，在开垦后极易沙化和次生盐碱化。

驼绒藜荒漠也广布于阿拉善高原，准噶尔盆地和柴达木盆地西部，在天山南坡和昆仑山北坡也有分布。在高海拔的西藏阿里班公湖流域和象泉河流域则以单优群落广泛分布，分布上限可达4600米，反映出该类型耐寒、旱极端环境。驼绒藜属的另一种—垫状驼绒藜（*Ceratoides compacta*）是随青藏高原隆起、适应极端寒旱环境而高度特化的年青成分的典型代表，广泛分布于海拔更高、气候更加干旱的羌塘高原美马错以西的高原面上，并且向西一直分布到阿克赛钦流域的低山及山麓地带，成为驼绒藜荒漠在高寒地区的地理替代类型。

另外象广布于河西走廊砾沙质洪冲积平原的珍珠猪毛菜（*Salsola passerina*）荒漠，分布于新疆及内蒙古的合头草（*Sympetrum regelii*）荒漠均是盐柴类荒漠的主要代表性类型。

(2) 多汁盐柴类荒漠：是由藜科耐盐的多汁小半灌木构成的盐生荒漠，集中分布在干旱区具有强盐土的湖滨平原、河岸阶地、洪积扇缘及洼地之中。地下水位1~4米，土壤中20厘米以上表土的氯化纳含量可达10~30%。土壤中的水分并不缺乏，由于盐分很高对植物产生毒害作用，而造成生理干旱。故亦称这一荒漠型为生理干旱荒漠。多汁盐柴类荒漠之

中以尖叶盐爪爪 (*Kalidium cuspidatum*) 荒漠分布最为广泛，在干区内几乎都可以见到。其生长的土层之中常有盐类结晶，地下水位约为 1.5 米，群落高度约 50 厘米，盖度常在 60% 以上。常见的伴生植物有白刺 (*Nitraria sibirica*)、盐生草 (*Haloyeton arachnoideus*)、滨藜 (*Atriplex sibirica*) 等。另外广布于南北疆的盐穗木 (*Halostachys caspica*) 荒漠、盐节木 (*Halocnemum strobilaceum*) 荒漠都是多汁盐柴类荒漠的主要代表。

(3) 蒿类荒漠：是以中温、旱生、具茸毛的小半灌木蒿类植物为主要建群种的荒漠类型，主要分布在基质稍好的黄土状壤土的低山洪积扇和沙地之上。土壤中碳酸钙含量很高，但不含石膏和盐分。伴生种类较多，特别是在沙地上一年生的藜科植物层片发育较好，在冬季积雪较多的准噶尔盆地有一定的短生植物层片存在于早春。蒿类荒漠的类型不少，其中籽蒿 (*Artemisia sphaerocephala*)、沙竹 (*Psammochloa mongolica*) 荒漠常见于阿拉善流动沙丘中部及丘间地之上，这两种植物的生长与繁殖均与流沙的活动有关，因此是当地流沙地上的先锋植物群落。苦艾蒿 (*Artemisia santolina*) 荒漠和地白蒿 (*A. terrae-albae*) 荒漠均集中分布于准噶尔盆地的沙地之中，博乐蒿 (*A. borotolensis*) 荒漠分布于天山北麓。沙蒿 (*A. arenaria*) 荒漠则可以由塔里木盆地、准噶尔盆地向东延伸至阿拉善沙漠。常见的蒿类荒漠还有昆仑山北坡的昆仑蒿 (*A. parvula*) 荒漠、天山南北麓的喀什蒿 (*A. kaschgariaca*) 荒漠等等。

2.1.2 灌木荒漠：是由退化叶或着特化叶的超旱生或真旱生灌木为建群种的灌木群落。是在荒漠区占优势的地带性植被类型。它包括种类组成、地理分布和生态特征差异较大的三个群系组分别占据着不同的生态空间。

(1) 典型灌木荒漠：是亚洲中部极端干旱荒漠（干燥度  $>10$ ，降水量  $<100$  毫米）中的代表植被，分布于砾石质或碎石质戈壁之一。该类型植物种类贫乏，多不超过 10 种，其中多为古地中海荒漠残遗种，如膜果麻黄 (*Ephedra przewalskii*)、霸王 (*Zygophyllum xanthoxylon*)，泡泡刺 (*Nitraria spaerocarpa*)、裸果木 (*Gymnocarpos przewalskii*) 和塔里木沙拐枣 (*Calligonum roborowskii*) 等。

膜果麻黄荒漠广泛分布于亚洲中部。在阿拉善高平原、河西走廊、柴达木盆地、哈顺戈壁、塔里木和准噶尔盆地边缘的戈壁之中均大面积分布。由分布的基质与地貌部位来看，膜果麻黄荒漠的分布显然直接与现代洪积锥相关联<sup>[8]</sup>，土壤是粗骨性的石膏棕色荒漠土或石膏灰棕色荒漠土，含大量的石膏淀积物。膜果麻黄多生长在由暂时地表径流的浅凹处。群落高度约 50–80 厘米，盖度为 10–27%。霸王荒漠、泡泡刺荒漠也都属于亚洲中部类型，广泛分布于荒漠区内。裸果木荒漠和塔里木沙拐枣荒漠则分布范围有限。

裸果木荒漠集中分布于哈顺戈壁，盖度 10–15%，平均高度达 50–80 厘米，只有霸王一种伴生植物。

塔里木沙拐枣荒漠则集中分布于塔里木盆地周围的洪积扇下部，其中以天山南麓和帕米尔东麓发育较好。盖度分别达 30–40% 和 70–80%。

(2) 草原化灌木荒漠：主要分布于降水稍多的东阿拉善—西鄂尔多斯高原。建群种主要是当地的特有种类，伴生种则多由真旱生的草原种类组成。沙冬青荒漠是阿拉善特有的灌木荒漠，仅分布于内蒙古西部、宁夏北部的乌兰布和沙漠、狼山和贺兰山山前荒漠平原之中。群落盖度 25–30%，常见的伴生植物有霸王、琵琶柴、猫头刺 (*Oxytopis aciphylla*)、驼绒藜、柠条 (*Caragana korshinskii*)、珍珠猪毛菜 (*Salsola passerina*)、油蒿、(*Artemisia*

*ordosica*) 泡泡刺、沙生针茅 (*Stipa glareosa*)、窄叶锦鸡儿 (*Carasana stenophylla*) 等植物。据刘家琼等测定 (1982)，沙冬青具有较强的抗旱能力，其抗风旱失水能力高于油蒿、木蓼 (*Atraphanis bracteata*)、齿叶白刺 (*Nitraia roborskii*)、柠条、琐琐等植物。束缚水、自由水之比不如琵琶柴、珍珠猪毛菜，水势为 -17.4，高于琵琶柴 (-51.0)、霸王 (-21.9)、珍珠猪毛菜 (-52.2)。可见沙冬青的抗旱能力强于油蒿、柠条等植物，而不如琵琶柴、霸王及珍珠猪毛菜等典型超旱生植物，与其所处的生态空间和在植被分类中的地位是一致的。

此外，锦刺 (*Potaninia mongolica*) 荒漠、油柴 (*Tetraena mongolica*) 荒漠、半日花 (*Helianthemum soongoricum*) 荒漠均分布于阿拉善—鄂尔多斯高原的丘陵低山及沙丘之上。

(3) 沙生灌木荒漠是以生长在流动、半流动沙丘之上的几种沙拐枣属植物为主要建群种构成的。沙拐枣属植物的叶子退化，以绿色嫩枝进行光合作用，在荒漠中广泛分布。沙拐枣属的植物在分布上具有明显的生态地理规律，张佃民等 (1989) 将沙拐枣属的植物概括为三个生态类群，即沙生沙拐枣荒漠群系组、沙砾生沙拐枣荒漠群系组和砾生沙拐枣荒漠群乐组。它们对干旱环境的适应能力是由弱变强，立地的土壤质地由细变粗，因此表现出纬度和经度地带性替代关系。

沙拐枣 (*Calligonum mongolicum*) 为荒漠的广布种，由其构成的荒漠横贯河西走廊至塔里木盆地东北部。其群落高度约 1—1.5 米，群落盖度在 10% 左右，在水分条件稍好的沙地上可以密集生长。白杆沙拐枣 (*Calligonum lencocladum*) 和红皮沙拐枣 (*C. rubicundum*) 仅分布于准噶尔半固定流沙之上，均具有不怕沙埋的特点。据黄培佑<sup>[30]</sup>实地观测表明：白杆沙拐枣在弱流沙地段种子易受沙埋而着床，并利用春季融雪的水份萌发而形成新的分布区。另外其枝条在沙埋情况下才能生出不定根，所以积沙以及不断补充的沙源是沙拐枣赖以生存的基本条件。一旦沙丘被其所固定、流沙减弱则使其生长受阻，为白琐琐等植物的入侵创造了条件。因此沙拐枣属植物。是沙漠中的先锋群落。

2.1.3 小乔木荒漠：是由荒漠中特有的叶退化、落枝性旱生小乔木琐琐、白琐琐为建群种的特殊荒漠疏林植被。琐琐群落广布于由阿拉善到塔里木盆地的砾石戈壁、壤漠及沙漠边缘。白琐琐则分布于准噶尔盆地半固定的沙丘之上。地上生物量约 2—4 吨/公顷。群落可以分为小乔木层片、沙生灌木层片、草本层片以及短生、类短生植物层片，植物种类组成总数可达 100 多种<sup>[25,26]</sup>。可见琐琐荒漠无论在种类组成上还是在结构上均比分布于同一区域的其它荒漠类型复杂。在准噶尔盆地的沙丘及丘间沙地上分布有由琐琐和白琐琐构成的复合群落。白琐琐分布于沙丘之上，琐琐则集中生长于丘间沙地上。群落盖度达 50% 以上，层片结构比较完整。沙生灌木有白皮沙拐枣、泡果沙拐枣 (*Calligonum juniceum*)、木贼麻黄 (*Ephedra equisetina*) 等；半灌木以驼绒藜、苦艾蒿 (*Artemisia santolina*) 等为主；多年生草本以羽状三芒草 (*Aristida pannata*) 最多；一年生草本主要有对节刺 (*Horaninovia ulicina*)、沙米 (*Agriophyllum squarrosum*)、角果藜 (*Ceratocarpus arenarius*) 等；短生植物有四齿芥 (*Teracme quadricornis* T. *recurvata*)、丝叶芥 (*Leptaleum filifolium*)、扭果芥 (*Torularia torulosa*)、东方旱麦草 (*Eremopyrum orientale*)、尖喙牻牛儿苗 (*Erodium oxyrrhynehum*) 等；类短生植物有独尾草 (*Eremurus anisopteris*)、沙生苔草 (*Carex physodes*) 等等。植物种类是其它荒漠类型的三倍<sup>[16]</sup>，其中短生、类短生植物的数量也明显高于其它荒漠类型<sup>[9]</sup>。群落中不同的地形、基质及不同植物层片为不同种类的啮齿动物提

供了繁衍的条件，例如毛脚跳鼠（*Dipus sagitta*）多分布于沙丘顶部植物稀少的地段；大沙鼠（*Rhomomys opimus*）占据了沙丘两侧，而丘间沙地上茂密的植物则为小家鼠（*Mus musculus*）和灰仓鼠（*ricetulus migratorius*）的集中分布创造了条件。五指跳鼠（*Allactaga sibirica*）则能在各种小生境之中活动。另外啮齿动物的种群数量亦明显高于同一区域的其它荒漠类型<sup>[15]</sup>。这一现象也表明了生境、植物、动物间的密切关系。啮齿动物在荒漠生态系统中的作用是很大的，大沙鼠以琐琐的枝条为重要食物，可以爬至2—3米高的梭梭冠部采食，成鼠的食量约90克/24小时。其洞穴面积可达0.06—0.5公顷<sup>[18]</sup>常常造成沙土坍塌，从而加速了风蚀而使琐琐的根系露出，严重影响琐琐的正常生长。琐琐荒漠在遭破坏后，经自然恢复可以达到原来的水平，其种子能够自然萌发，在林中均能见到不同年龄的实生苗。种子在晚秋成熟以后、寿命约为9个月，因此地表积沙和第二年春夏的降水是影响琐琐种子发芽率的关键因素<sup>[30]</sup>。利用自然或人工地形积水，促进琐琐实生苗的大量发生，稳定琐琐荒漠这一较好的荒漠生态系统是可行的<sup>[20]</sup>。

2.1.4 垫状小半灌木沙漠是在高寒地区以耐寒旱的垫状小半灌木为优势的荒漠类型，集中分布于青藏高原西北部，是昆仑山内部山原以及帕米尔高原之上，是高原地带性植被。垫状驼绒藜（*Ceratoides compacta*）荒漠是垫状小半灌木荒漠最具代表性的类型之一。它分布于昆仑山内部山原以及喀喇昆仑山之间的广阔高原湖盆之中。该地区地势起伏和缓，盆地宽达数十公里，盆地中央往往有湖泊或干湖盆分布，海拔高度多在5000米以上。盆地之间有低山相隔，相对高差多不足500米。由于地势高亢，气候干旱而寒冷，景观十分荒凉。土壤以沙砾质高山荒漠土为主，是荒漠生态环境条件最为严酷的类型。群落种类组成贫乏，总盖度不足10%，垫状驼绒藜是随青藏高原隆起而特化的年青成分，它不仅根系发达、叶子小而厚具有抗旱的生理结构，而且整个植株伏于地表，形成半圆形垫状丘，其株高为4—15厘米，丘状体直径约为20—40厘米之间，基部形成小土丘。表现出适应寒旱气候的特点。群落中常有少量的青藏苔草（*Carex mongorica*）伴生其间。由于该类型地上部分年生长量极小，生产力很低，在畜牧业上基本不被利用。但是因垫状驼绒藜粗蛋白质含量高，是冬季野生有蹄类的主要食物来源，在高寒荒漠生态系统中起重要的作用。另外藏亚菊（*Ajania tibetica*）荒漠和粉花蒿（*Artemisia thodantha*）荒漠也是垫状小半灌木荒漠的主要类型，分布于昆仑山及帕米尔高原之上。

## 2.2 荒漠草原

荒漠草原是典型草原向荒漠过渡的生态类群。集中分布于温带草原区的西侧，即从乌兰察布高原和鄂尔多斯高原中西部地区通过蒙古戈壁与新疆阿尔泰山山前的荒漠草原连成一片。呈半圆形分布在亚洲中部荒漠的外侧，形成荒漠草原带。该区域年均降水量<250毫米，≥10℃积温2000—3200℃，干燥度约在3左右。因此其水分条件介于荒漠与典型草原之间。

荒漠草原还深入荒漠区，分布于各大山系的山地之上，成为山地垂直带的一个组成部分。其在山地分布的海拔高度则随着干旱程度的增加而升高：在准噶尔西部山地的分布高度为900—1300米；准噶尔东部的北塔山1400—1700米；在西部的天山北坡为1100—1700米，东天山北坡（伊吾）则为1600—2300米；天山南坡2400—2600米；昆仑山为3000—3200米；阿尔金山3600—3800米，西藏阿里地区4600—4800米（5000米）。

因气候的干旱，荒漠草原无论是在种类组成还是在初级生产力上均明显低于典型草原，

群落的优势层片不仅有强旱生的丛生禾草，而且出现了一些强旱生的小半灌木。由强旱生丛生禾草构成的生态类型有：戈壁针茅（*Stipa gobica*）草原、短花针茅（*S. breviflora*）草原、沙生针茅（*S. glareosa*）草原等针茅草原。由小半灌木为主的类群有蓍状灌木亚菊（*Ajania achilleoides*）草原、女蒿（*Hippolytia trifida*）草原和驴驴蒿（*Artemisia dalailamiae*）草原。

2.2.1 丛生禾草类荒漠草原是强旱生的丛生禾草为主要优势种的群落。其中分布最广具有地带性特征的是戈壁针茅草原，该类型自乌兰察布和鄂尔多斯高原东部一直向西分布于荒漠区的山地之上，并且通过蒙古戈壁分布到阿尔泰山的山前平原。戈壁针茅草原的植物种类的丰富度不高，一般在 10—12 种/米<sup>2</sup>，种类变化也不大。值得一提的是在群落中常存在夏雨植物层片，反映出蒙古戈壁夏季降雨多的气候特点。

短花针茅草原集中分布在黄土高原地区。由兰州—永登一线沿黄河向东北分布至阴山南麓。也向西进入荒漠区成为构成山地植被的主要类型。

沙生针茅草原是荒漠草原中分布最广、类型也最多的类型。广泛分布于荒漠草原和荒漠地区的山地上，并且在西藏阿里海拔 4600 米以上的高原面上广泛分布。由于大的生境条件的差异，分布在不同地段上的沙生针茅草原在群落盖度、种类组成以及初级生产力上均有很大差异。例如在新疆山地上的沙生针茅草原之中有许多蒿类、葱类和盐柴类半灌木构成的次优势层片，鲜草产量高达 450—1050 公斤/公顷（新疆维吾尔自治区畜牧厅，1993）；而西藏阿里的沙生针茅草原多为单优群落，鲜草产量不足 300 公斤/公顷（西藏自治区阿里地区农牧局，1991），二者初级生产力相差 1.5—3.5 倍。因此在对生态系统的分类时，不仅要考虑主要植物种类的异同，而且也要同时考虑环境条件的差异对生态系统结构与功能的影响。

石生针茅（*Stipa klemenzii*）草原、东方针茅（*S. orientalis*）草原也是分布荒漠区山地之上常见的荒漠草原类型。

2.2.2 小半灌木荒漠草原：是以强旱生的小半灌木为建群层片，均分布于地带性的荒漠草原区域之中。其中女蒿草原集中分布于荒漠草原带的东半部，而蓍状亚菊草原则做为女蒿草原的地理替代类群分布于荒漠草原的西半部，二者的分布面积并不大。驴驴蒿草原则分布于祁连山山脉的山坡之上，海拔高度约在 2000—2500 米之间。土壤为发育于黄土母质的淡灰钙土或棕钙土。

因荒漠草原地处草原与荒漠的交界地区，种间竞争较为激烈。在不大的区域内常会交替分布着性质不同的生态类群，而荒漠草原又多为春秋牧场，常处于过度利用的压力之下，引起群落的盖度降低、生产力下降，风蚀作用增加，甚至引起土地沙化和荒漠植物成分增加。因此荒漠草原往往是沙漠化的重灾区。

### 3. 荒漠退化生态系统

我国西北干旱区分布着大面积的温带、暖温带荒漠生态系统，它们共同特点是气候干旱少雨，植被稀疏，生态系统脆弱，生产力极低。因此由于人类活动引起环境恶化而形成荒漠退化生态系统，是我国陆地生态系统中分布面积最大的一个退化生态系统类型。

由于 20 世纪中期人类活动急剧增加，故目前亚洲中部荒漠生态系统或多或少都受到人为活动影响，干扰破坏了原有生态系统的平衡，产生了新的巨大的环境压力，例如人类引水于新绿州，使荒漠生态系统更加干旱，造成荒漠化发展。国际上给荒漠化（土地退化）以新

的概念：“荒漠化是由于气候变化和人类活动等因素所造成的干旱、半干旱和干燥半湿润地区的土地退化”这一定义实质上包括了干旱区沙漠化、盐碱化和土壤侵蚀、草原退化的各种过程。

国际上政府间即将签署国际荒漠化公约，将协调对荒漠化进行治理各项活动。我国 21 世纪议程也已将荒漠化治理列入为重要项目。

因此我们认为荒漠化防治实质上是荒漠退化生态系统的恢复与重建，将是人民和全人类面临的重大研究课题。

下面初步论述中国荒漠退化生态系统退化机理，并根据其退化原因和性状，探讨恢复与重建的优化途径。

### 3.1 荒漠退化生态系统退化机理

#### 3.1.1 荒漠环境的形成

我国荒漠区的起源和形成<sup>[3]</sup>，根据古地理资料在白垩纪末即已初步形成干旱区雏形，至晚第三纪以及第四纪早期随着喜玛拉雅造山运动和青藏高原隆起，昆仑山、天山、阿尔泰山就发生强烈断块上升，进一步阻隔了外来湿气，使塔里木和准噶尔盆地气候干旱加剧发展，可能在早更新世晚期使准噶尔盆地东北部和塔里木盆地东部就出现了沙漠，这些沙漠在以后的几次冰期中逐步扩大，形成今日荒漠之格局。

南疆从未次冰期以来（距今 7 万年），气候一直是持续干旱（其中偏湿期记录不明显），同时变化也不大。而北疆不同，有着干湿交替的变幅，但从 40 万年来黄土沉积 Q<sub>1</sub>—Q<sub>2</sub>—Q<sub>3</sub> 黄土由老到新，成土作用逐渐减弱，土质颜色由发红到发黄，质地由细变粗，反映了气候干燥程度逐渐增加。根据<sup>14</sup>C 研究全新世时期新疆沙漠曾有二、三次干早期和偏湿期交替。但总的的趋势是向干旱方向发展。

#### 3.1.2 荒漠环境的基本特征

(1) 气候干旱：准噶尔盆地年降水量为 100—200 毫米，蒸发量以为 2000 毫米，积温 3000—3500℃，干燥度 4 左右。塔里木盆地年降水量 20—70 毫米，蒸发量约 2500 毫米，积温 4000—5000℃，干燥度 16 左右。

(2) 水资源分布不平衡：新疆地表水径流是为 884 亿立方米，目前可利用的 625 亿立方米中已利用了 460 亿立方米（占 75%），即下余可利用来维持干旱区生态平衡的水量只有 165 亿立方米。且分布不均，为了维持生态系统均衡需要探讨进行跨流域调水工程。

(3) 植被稀疏，沙漠广布：新疆 165 万平方公里的 62% 是荒漠，其中沙漠面积有 42.1 万平方公里。我国沙漠和戈壁总面积达 109.5 万平方公里，其中 90% 集中在西北干旱区。其中沙漠面积有 63.7 万平方公里。在世界上也是沙漠面积分布较多的国家之一。植物区系简单，生物多样性危机严重。

(4) 绿州内盐碱化，沙漠化危害严重：以新疆为例，灌溉绿州面积仅 5.87 万平方公里，占土地面积的 3.57%，而绿州与荒漠边缘过渡带大都已遭到破坏，因此绿州直接暴露在沙漠风沙和热浪侵袭之下。加之绿州内盐碱化、沙漠化危害严重，农田生态系统生产力较低。在荒地中盐碱土面积也占到 37%。因此荒漠生态系统极其脆弱，荒漠环境一经退化很难恢复。

#### 3.1.3 荒漠生物的基本特征

从北非向东经亚洲西部至中部，宛延着世界上最广阔的荒漠地区即亚非荒漠区，中国西

北部的荒漠集中分布地区，即位于它的东段，所占面积为中国国土面积的1/5。处于水热条件极度不平衡情况下，荒漠生态系统组成的植物、动物、微生物种类很少，食物链简单<sup>[17]</sup>。动物中爬行类的蜥蜴种类和数量较多，还有大沙鼠、野驴、盘羊、北山羊、野骆驼和沙蟒等。荒漠植物低矮稀疏。为了适应严酷的荒漠环境具有深根性、抗旱性、耐盐性特点。有小乔木荒漠，灌木荒漠，半灌木、小半灌木荒漠，垫状小半灌木（高寒）荒漠四个主要耐旱类型。

### 3.1.4 荒漠及荒漠草原生态系统退化原因

(1) 干旱程度增加：自然气候变化渐趋干燥，加之人为活动影响，上游引水至新绿州，使中下游荒漠的地表水补给减少，地下水位也随着下降，致使系统中水分平衡进一步失调，荒漠植物赖以生存的宝贵水分来源进一步减少，使荒漠植物群落生长势逐渐减弱，更新速度减缓以至衰败，导致系统中物质积累减少。同时由于水量补给减少使沙漠中原有小湖沼，积水洼地干枯，导致荒漠中动物迁移和死亡。使荒漠生态系统退化加剧。

(2) 人为活动影响：滥垦、滥伐、偷猎、乱挖药材和过度放牧的影响，一方面引起动物种群减少和灭绝（如高鼻羚羊和马鹿），另一方面使植被受到破坏（如甘草、肉苁蓉等药材资源植物遭到大规模破坏）。千年以来草地不合理利用，过度放牧，使原有的植物群落由短命植物禾草蒿属群落向蒿属群落演变，严重破坏的则演变为多根葱（*Allium polyrrhizum*）或一年生叉毛蓬（*Petrosimonia sibirica*）群落，利用价值急剧下降。荒漠退化生态系统进一步荒漠化，生产力几达零点。

(3) 灌溉管理不当：在各个灌区绿州化的同时，由于灌溉管理粗放，灌水定额过大（通常达1000方以上/亩），渠道渗漏，引起灌区地下水位上升，在流域下部排水不畅的地区次生盐渍化迅速发展，也是土地退化的一个重要原因。

(4) 脱盐碱化过程使土壤肥力下降：在准噶尔盆地随着新构造运动抬升，加之这里普遍存在的冬季积雪较多，春季融雪时形成下降水流，使这里的干旱土纲主要亚类灰漠土表层产生脱盐碱化过程，土壤肥力逐步下降，盆地南缘由西向东这个过程逐渐加强，因此东端的木垒奇台一带分布着强度碱化灰漠土和镁碱化（脱盐脱碱进行到高级阶段）灰漠土。当地群众称为板岗地，土质因碱化板结，肥力极低。就是说由于荒漠碱化土壤形成过程中一定的下渗水流和淋洗过程，使荒漠生态系统的营养元素循环进一步变劣，速效养分下降，磷和微量元素固定加强。同时高pH值的碱化层影响荒漠植物根的发育，使系统进一步退化。

在灌溉绿州内，长期大水漫灌压盐的结果，就加强了脱盐碱化、肥力下降退化过程。

(5) 水土流失：坡度>8°的洪积扇形地，低山丘陵水土流失严重，特别是开垦为农田后，大水漫灌，加剧侵蚀，据估算土壤侵蚀量每年约0.23—0.46立方米/亩。

## 3.2 荒漠及荒漠草原退化生态系统主要类型

所谓荒漠退化生态系统是受荒漠化（土地退化）过程影响，在干旱，盐碱化、沙漠化、草原退化等因子作用下，系统生产力或生物量减少，营养级降低，食物链缩短，生物多样性受到破坏的荒漠逆境生态系统。其结构功能以图1表示。

根据其退化原因、障碍因子将其划为以下四个主要类型：

### 3.2.1 盐化土质荒漠退化生态系统

这是荒漠退化生态系统中利用价值较高且分布面积最大的一种类型。我国西北荒漠区宜农荒地有3亿亩，其中盐化土质荒漠约占40%，在塔里木盆地北部和南部平原的宜农荒

地<sup>[3]</sup>，盐碱土分别占到 62% 和 77%。平均来说，新疆荒漠土壤表层 30 厘米的含盐量为 2-5% 左右。

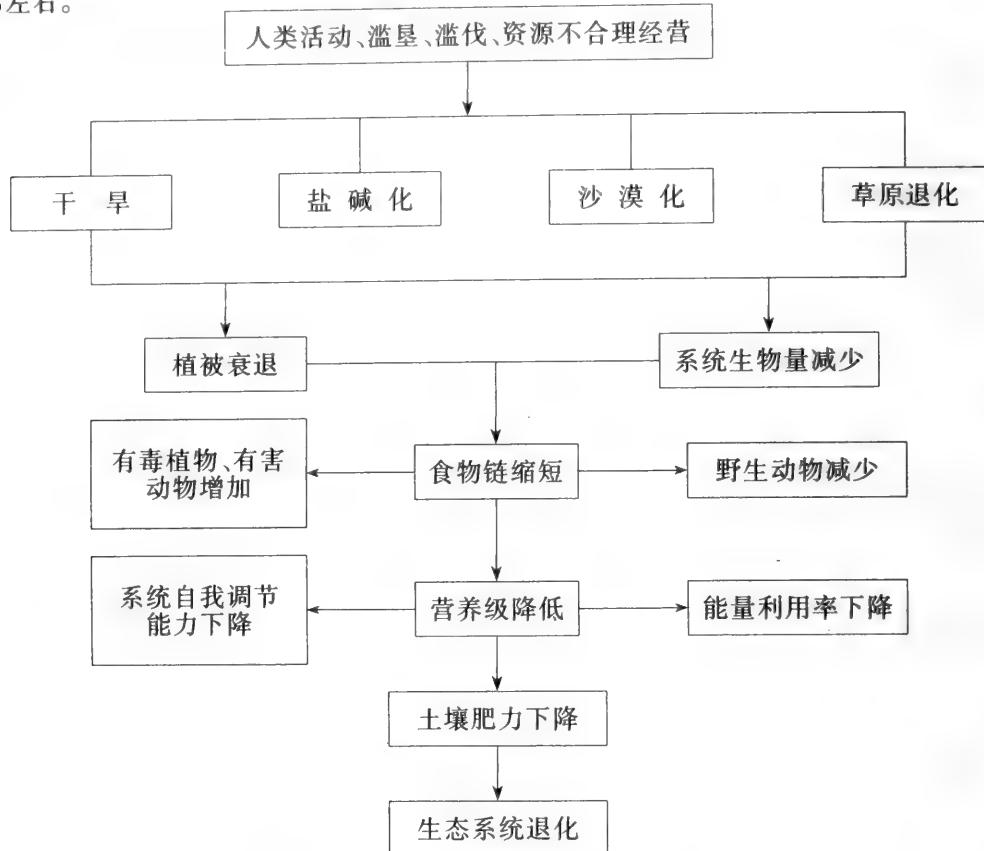


图 1 荒漠退化生态系统结构、功能的改变

表 1 盐化程度分级标准 (深度按 0-30 厘米计)

轻度盐化		中度盐化		强度盐化		盐土	
全盐 %	Cl %	全盐 %	Cl %	全盐 %	Cl %	全盐 %	Cl %
<0.3	0.02-0.05	0.3-1	0.05-0.1	0.3-1	>0.1	1-3	>0.1
0.3-1	<0.02	1-2	<0.05	1-3	<0.1	>3	任何量
管理条件好，作物可正常生长		作物生长受抑制		严重抑制或不能生长		不能生长作物，无收	

新疆耕地面积有 6 千万亩，而耕地中次生盐碱化面积又占到 1/3。其中强盐化的占 18%，中度盐化的占 33%，轻盐化的占 49%。

自然的盐化土质荒漠生态系统，一般由多汁盐柴类半灌木、小半灌木荒漠和盐化干旱土或残余盐土组成。

在开垦后的盐化土质荒漠退化生态系统，经过灌溉耕作、规划管理形成了新的绿洲，如果改良不彻底，仍存在各种盐渍化土壤的障碍因子，就构成了盐化荒漠绿洲退化生态系统。又可按表 1 划分标准，划为各种盐渍化亚类型。轻—中度盐化亚类可适合于各种作物，可以农业改良措施为主、水利改良措施为辅，进行退化系统的改良。强盐化和盐土开垦后以水利改良措施为主，排水压盐后，应通过草田轮作阶段，巩固脱盐效果，进一步巩固与提高土壤

肥力。其形成与治理见图 2。

### 3.2.2 碱化土质荒漠退化生态系统

主要分布在新疆准噶尔盆地的一种独特的碱化退化类型，据统计分布面积有 0.7 亿亩。在新疆耕地中也有 600 万亩碱化板结土壤，组成了碱化荒漠绿州退化生态系统，主要分布在准噶尔盆地南缘古老洪积冲积扇。

自然的碱化土质荒漠生态系统，一般由半灌木、小半灌木荒漠植物群落和碱化干旱土组成。

在开垦后的碱化土质荒漠退化生态系统，经过改良，在灌溉管理水平比较高的新疆玛纳斯河流域大多向绿州化方向发展，系统生产力逐步提高，形成较好的荒漠绿州生态系统物质循环，但也有些地区排水无出路，灌溉管理不当，地下水位逐年上升，由开荒前 10 米以下，

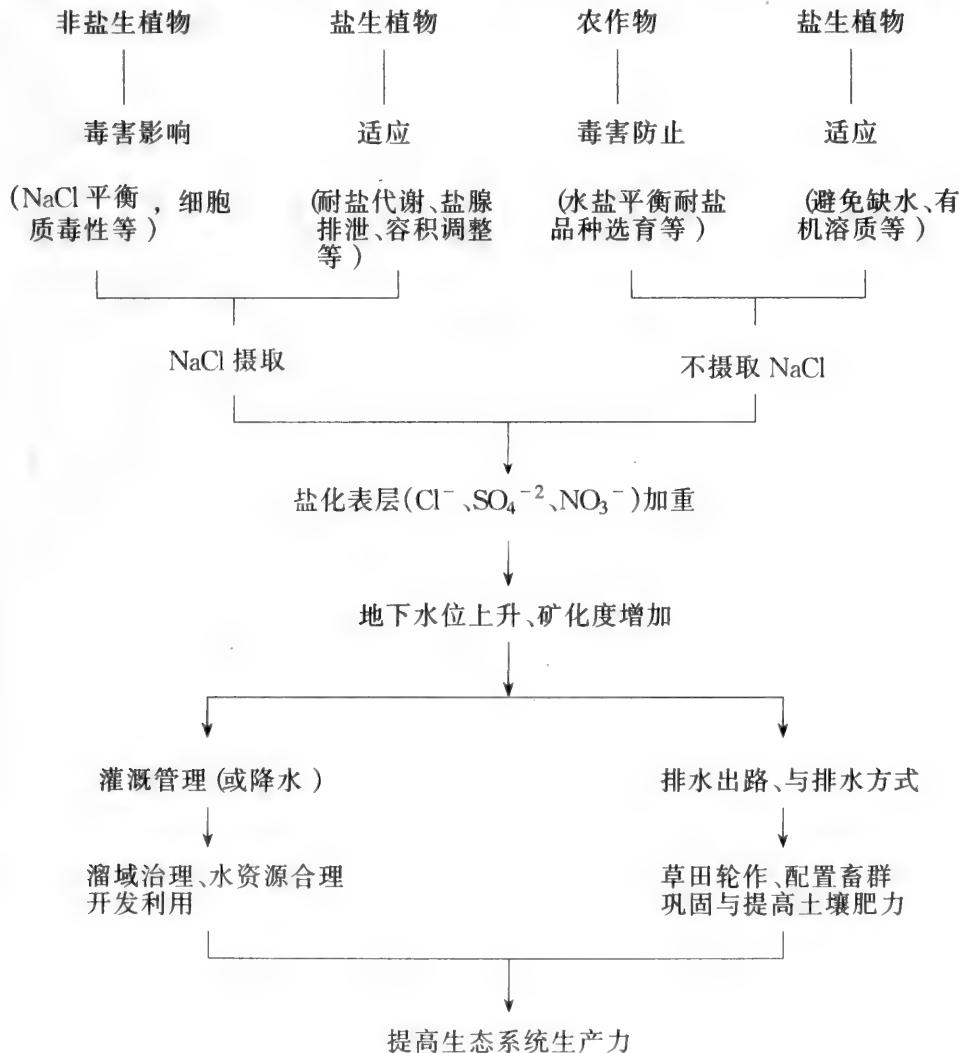


图 2 盐化土质荒漠退化生态系统形成与治理框图

上升到临界水位以上，则招致次生盐碱化，形成碱化荒漠绿州退化生态系统，大面积弃荒。中国科学院阜康荒漠生态站试验地就是居于此种退化生态系统之内。经过多年研究，提

出土壤碱化程度分级标准<sup>[11]</sup>（见表2），据此又可进一步划分亚类型。在这里要指出的是碱化荒漠绿洲退化生态系统中由于高的碱性对作物营养元素循环有很多障碍影响，施肥时NH<sub>3</sub>的挥发严重，有时可以损失氮素达60%以上。另外高pH值引起土壤中磷的固定，也影响诸多微量元素如Zn, Cu, Fe, Mn有效性的降低。其形成与治理见图3。

### 3.2.3 砂质荒漠退化生态系统

如前文所述我国西北荒漠有沙漠面积63.7万平方公里。但大多为极端干旱缺水而利用价值极低的沙漠生态系统，只有在沙漠边缘和绿洲接触的过渡带受人为破坏影响的沙质荒漠退化生态系统为劣等春秋草场和冬草场。

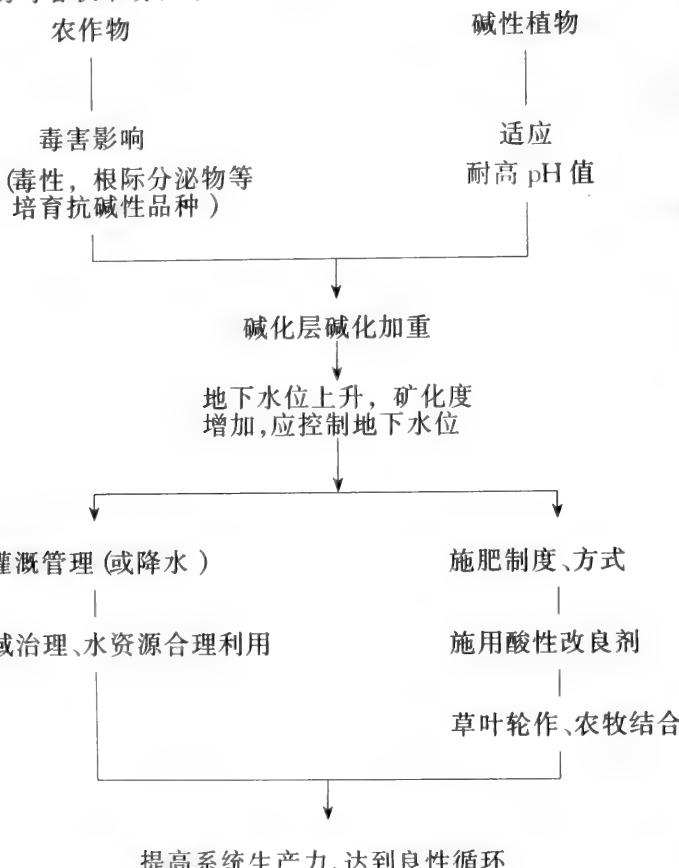


图3 碱化土质荒漠退化生态系统形成与治理框图

表2 碱化程度分级标准<sup>[12]</sup>

分级	水解性碱度 m·e/100g	ESP %	残余碳酸钠 m·e/100g	代换性钠 m·e/100g	pH 1:2.5悬液
非碱化土壤	<0.3	<5	<0.07	<0.5	<8.7
弱度碱化土壤	0.3~0.9	5~20	0.07~0.3	0.5~2.0	8.7~9.1
中度碱化土壤	0.9~1.6	20~30	0.3~0.8	2.0~3.0	9.1~9.3
强度碱化土壤	1.6~2.6	30~40	0.8~1.3	3.0~4.0	9.3~9.6
碱土	>2.6	>40	>1.3	>4.0	>9.6

其退化因子为：

- (1) 干旱：上游引水，使地表迳流断流，地下水位下降，改变了水平衡，导致沙漠中沿岸的胡杨大面积衰亡，植被为耐旱半灌木所替代（例如塔里木河下游，绿色走廊濒临复灭），野生动物被迫迁移或死亡。
- (2) 人为采伐，偷猎：使在沙漠边缘几达 10—20 公里沙丘上活动的羚羊等野生动物减少，挖掘琐琐根寄生药材肉苁蓉，破坏植物根系。
- (3) 沙鼠大量繁殖：沙鼠捕食者羚羊减少，使沙鼠大量繁殖，爬到琐琐顶端采集生长点嫩枝。

图 4 所示为准噶尔盆地琐琐荒漠退化生态系统结构与功能示意图，琐琐为耐旱植物，有

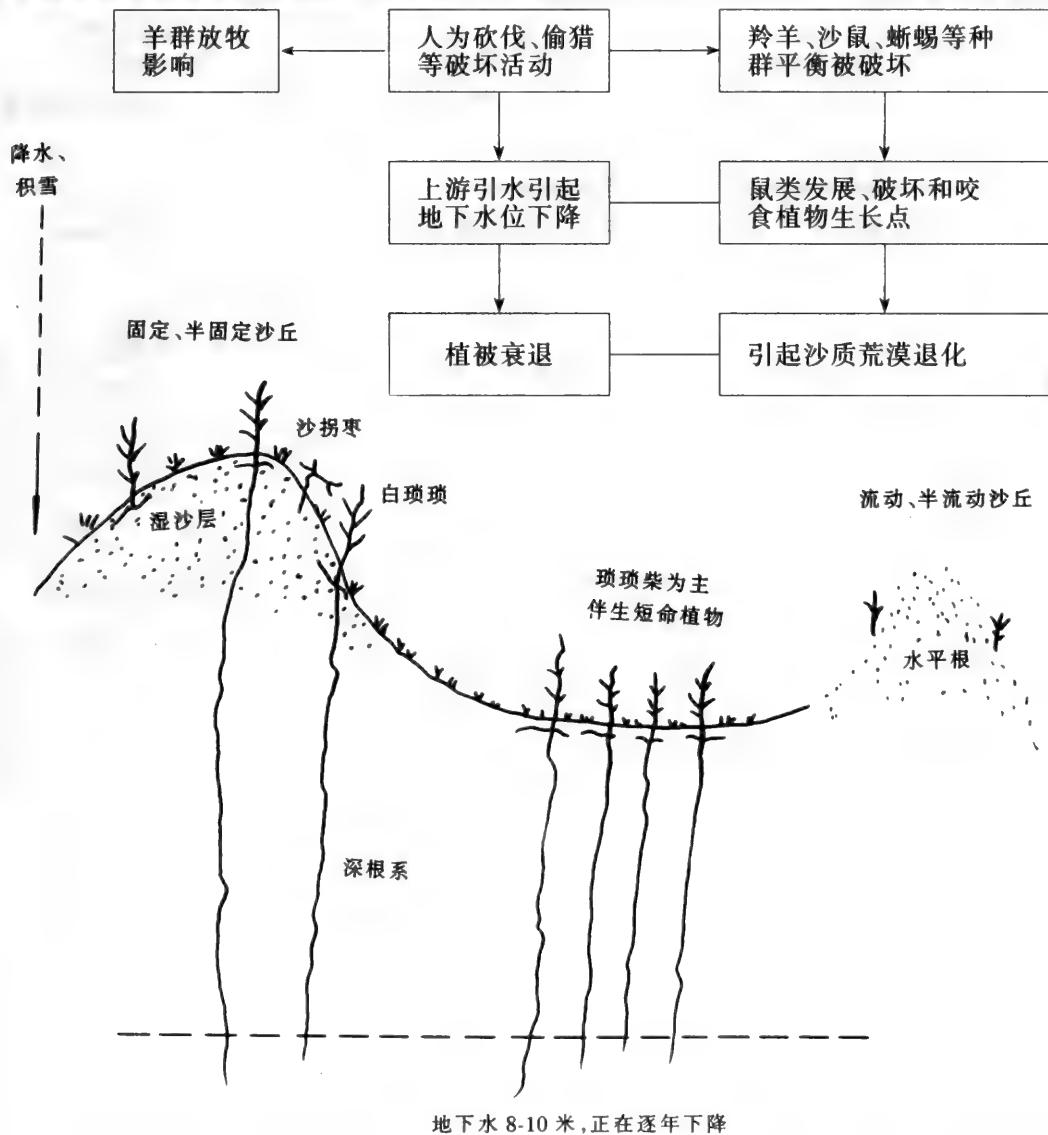


图 4 琐琐沙质荒漠退化系统结构与功能

强大水平根和不定根，吸收春季季节性降水，使绿色小枝转绿，进行光合作用。到夏季干旱

季节来临，琐琐绿色小枝转为暗灰绿，停止光合作用，暂时休眠。其叶子退化就可减少蒸发量，沙漠植物根系特别发达，深根系可达10米以上，以吸收利用地下水。但目前这个退化生态系统，进一步干旱，地下水下降到10米以下，则沙漠植物深根系亦不能利用地下水分，必然引起群落的衰亡。

琐琐为小乔木荒漠，在库尔班通古特沙漠南缘降雨量在150毫米左右，又有春季融雪水，使灌木下蒿属植物、麻黄和短命植物发育。春季一片繁花葱绿，是良好春牧场，但因缺饮水条件，放牧利用价值不高。冬季为冬牧场。

砂质荒漠退化生态系统的分布随着我国沙漠化发展，其分布面积有所扩大，表3列出中国沙漠化土地的分布面积，在这些沙漠化土地上即为砂质荒漠和砂质荒漠草原退化生态系统。

### 3.2.4 砾质荒漠退化生态系统

在干旱区广布的砾漠有着漫长的地质历史，严酷的干旱与风蚀条件，初级生产力极低，应以保护为主。

### 3.3 中国荒漠与荒漠化草原退化生态系统分布

根据区域治理的原则，图 5 列出中国荒漠与荒漠草原退化生态系统分布重要地区。

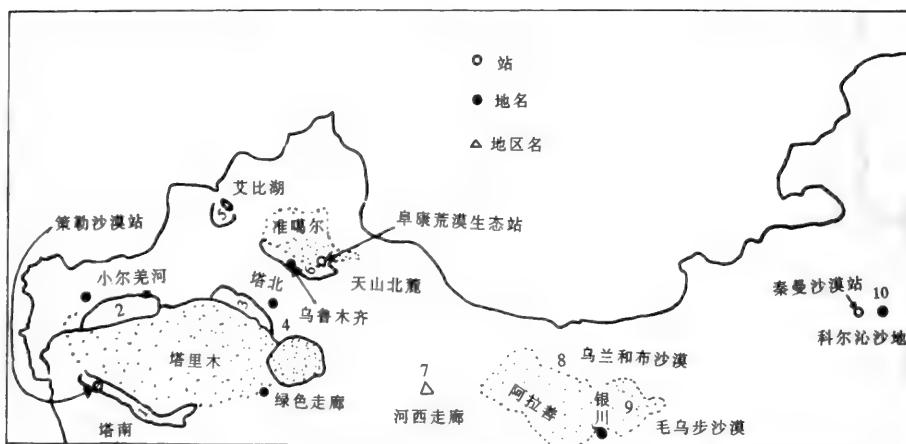


图5 中国荒漠退化生态系统分布的重要地区示意图

- (1) 塔里木盆地南缘沙质荒漠退化生态系统
  - (2) 叶尔羌河盐化土质荒漠退化生态系统
  - (3) 塔里木河中游盐化荒漠退化生态系统
  - (4) 塔里木河下游“绿色走廊”胡杨退化生态系统
  - (5) 艾比湖区盐化荒漠退化生态系统
  - (6) 天山北麓碱化荒漠—绿州退化生态系统
  - (7) 河西走廊荒漠—绿州退化生态系统
  - (8) 乌兰布和荒漠草原退化生态系统
  - (9) 毛乌素荒漠草原退化生态系统
  - (10) 科尔沁沙地退化生态系统

表 3 中国沙漠化土地的分布<sup>[22]</sup>

	分布地区	面积 (km <sup>2</sup> )
荒漠草原地区	青海共和盆地	12668.9
	宁夏中部及南部	1027
	后套及乌兰布和北部	2432
	乌兰察布草原北部及狼山北	21374
	雅鲁藏布江谷地	3000
	小计	40501.9
干旱和极端 干旱荒漠地区	贺兰山西麓山前平原	1888
	腾格里沙漠南缘	640
	弱河下游	3480
	阿拉善中游	20465
	河西走廊	6892
	柴达木盆地	7920
	塔里木盆地	36913
	准噶尔盆地	9054
	小计	87252
总计		127753.9

以下分别说明各地区的重要生态与环境问题。

### 3.3.1 塔里木盆地南缘沙质荒漠退化生态系统<sup>[3]</sup>

地处我国第一大流动性沙漠——塔克拉玛干沙漠南缘，沙漠化过程强烈，经常风沙蔽天，沙丘活化，严重危害绿州生产。新疆生物土壤沙漠研究所在这里建有策勒沙漠研究站，已有多年工作基础，多年观测资料结果。在绿州边缘建立防风固沙林带，乔灌草带由胡杨、琐琐、红柳、骆驼刺等组成，取得明显成果，已被联合国环境规划署治沙办批准为国际治沙成功范例。

### 3.3.2 叶尔羌河盐化土质荒漠退化生态系统

地处塔里木河上游，在叶尔羌河中下游沿岸分布着欧亚大陆尚存的最大一片灰杨林。绵延 200 余公里，宽度 7—10 公里，但是近 30 年来，由于人为活动影响与 50 年代相比，面积已缩小约二分之一。由于植被破坏，沙漠化和盐渍化发展，形成大面积退化生态系统。应迅速采取措施恢复胡杨和灰杨防护林，治理绿州。在地下水位不低于 7 米的情况下，胡杨和灰杨对极端干旱的大陆性气候和土壤的盐渍性的适应力是惊人的。据原苏联资料，绝对气温从 -45℃ 至 44℃ 它们都能适应，土壤表层含盐量达 36% 也能正常生长。它们的根系有透盐性，叶子灰分含量很高，灰扬叶子中含 4.09% 的盐分。

### 3.3.3 塔里木河中游盐化荒漠退化生态系统<sup>[3]</sup>

地处塔里木盆地北部，塔里木河中游总长 407 公里，原是林草茂密，并多沼泽地区，有着广阔的草场资源，但近年来环境退化，中游河道水散流，据统计由轮台大坝到卡拉的 299 公里范围内损失水量在 20—21 亿立方米之间，通过严重渗漏，散流而浪费了宝贵水资源，同时地下水位上升，招致次生盐渍化发展。加之滥砍滥伐，中游地区胡杨林面积由 1968 年的 263.7 万亩，减少到 1987 年的 150.3 万亩，减少了 43%。沙漠化发展严重，沙漠化面积已达 1266.8 万亩，占塔里木河中游总面积的 58.8%。

### 3.3.4 塔里木河下游“绿色走廊”胡杨退化生态系统<sup>[3]</sup>

“绿色走廊”指塔里木河下游铁干里克大西海子以下到台特马湖的中下段。本世纪 20 年

代中期至 1952 年因塔里木河改道东北流入罗布泊是走廊衰败阶段，说明干旱区自然河道不稳定，河流改道是引起自然生态系统退化的重要原因。1952 年尉犁县在拉因河口修筑轮台大坝，迫使河水仍回归南道流入台特马湖，这是走廊恢复阶段。但到 1964 年铁干里克附近建成大西海子水库，于是河水下泄急剧减少，1974 年以后完全断流，加上人为对胡杨、灰杨等天然植被的破坏，导致沙漠化急速发展，据新疆考察队资料，在库鲁克沙漠与塔克拉玛干沙漠之间的“绿色走廊”部分，1976 年沙漠化土地面积已达 3903 平方公里，占其面积的 66.1%，自 1978 到 1983 年间沙漠化面积年增长达 2.23%，说明这个“绿色走廊”面临灭亡，是新疆急待整治的一个荒漠退化地区。自治区和国际上都比较重视，目前已有各种应急方案在研究中。

### 3.3.5 艾比湖盐化荒漠退化生态系统<sup>[22]</sup>

艾比湖位于博尔塔拉蒙古自治州（以下简称博州）东北部，是自治区最大的咸水湖，它从建国初期的 1200 平方公里面积，1983 年已缩小到 522 平方公里，按此速度只要 30—40 年，就会完全干枯，该湖如果完全消失，对周围地区的生态与环境会产生什么影响？后果如何是人们关心的课题，但是目前不容否认，艾比湖地区已出现了一个荒漠退化生态系统，人为活动影响表现在<sup>[29]</sup>：

①掠夺性砍伐：平原天然胡杨林、榆树林原有面积 6 万公顷，50 年代以来被毁达 72.5%。

②盲目开荒：近 30 年来开荒近 7 万公顷，开荒后无防护林带，农田外天然植被也受破坏，爱拉山口迎风面主力风常见 7 级以上，大风过后植物苗被毁，灌排渠道被风沙堆满，失去排水能力。弃耕再重复开荒，至今仍有弃耕地万余公顷。

③野生动物资源减少：马鹿、羚羊濒临灭绝、而沙鼠却兴旺起来，进一步破坏荒漠植被。

④生态平衡失调：湖收缩后湖底起沙给下风区增加了大量盐碱化沙源，据气象资料 1952—1971 年 20 年平均降水量减少 7%，蒸发量增加 18.2%。干旱程度增加，风沙天气增加。

80 年代后各级政府重视，派专人看护 4 万余亩次生胡杨林、琐琐。围栏建设人工草场 4.3 万余亩，严禁砍伐，使艾比湖畔又开始复苏，重现生机。

### 3.3.6 天山北麓碱化荒漠绿州退化生态系统

准噶尔盆地南缘即天山北麓古老洪积冲积平原，分布着典型的温带荒漠，地带性代表为琵琶柴（又称红砂）荒漠。在黄土平原上发育着干旱土纲的碱化灰漠上，是一个典型的荒漠生态系统，从东面的木垒县到西部的精河县（长 600 多公里），耕地达  $8 \times 10^5$  公顷，人口 400 万人。这是近 40 年来人工绿州发展的结果，使这个地区组成了荒漠——绿州生态系统，是荒漠变绿州的成功典型，主导方向是绿州化，但相当一部分绿州与荒漠过渡带，由于人为影响，地表迳流引水的变化，仍然存在风沙、盐碱的退化生态系统。

### 3.3.7 河西走廊荒漠绿州退化生态系统

河西走廊亦是温带荒漠典型地区，但是两千多年来绿州化发展，也是我国一个较为成功的绿州化地区，但是石羊河下游由于滥垦、滥牧、滥伐等不合理土地利用使其成为我国荒漠化较严重地区。

### 3.3.8 乌兰布和沙荒漠草原退化生态系统

原为脆弱的荒漠草原生态系统受人为不合理经营，现形成沙漠退化生态系统。

### 3.3.9 毛乌素荒漠草原退化生态系统

毛乌素沙漠位于陕宁蒙交界地区，总面积4万km<sup>2</sup>，沙地的天然植被经过上千年的开垦、破坏与过度放牧利用而几乎消失，现存的植被多是次生的或人工的。是我国具有古老历史的沙漠化地区。从50年代末开始大规模治沙造林，现已造林101.06万公顷，天然灌木丛林占林地一半以上，有沙柳、乌柳灌丛、沙棘灌丛等。进一步治理荒漠草原退化生态系统，该地区发展草、林、农结合的复合系统有巨大潜力。

### 3.3.10 科尔沁沙地退化生态系统<sup>[13]</sup>

科尔沁草原位于内蒙古东部<sup>\*</sup>，属于温带半干旱大陆性季风气候区，年降水量350~250毫米，干燥度1.0~1.8。这里是发育着我国北方独特的沙地疏林草原。原生草地植被由旱生和中旱生的植物种构成，包括大果榆（*Ulmus macrocapa*）、白榆（*U. pumila*）、胡枝子（*Lespedeza bicolor*）、铁杆蒿（*Artemisia gmelinii*）、麻黄（*Ephedra sinica*）、冷蒿（*Artemisia frigida*）、羊草（*Aneurolepidium chinense*）、隐子草（*Cleistogenes polypyphylla*）等。原生植物群落组成丰富，结构稳定，层片发育明显，覆盖度大，产草量较高。发育较好的疏林草原，地面基本郁闭；生草层深厚；每公顷鲜草产量一般4000~5000公斤。

然而近一二百年来，这里的原生植被受到了严重破坏，沙漠化日益严重，昔日林丰草茂的疏林草原景观已变成沙地景观。取代原生植被的是处于不同发育阶段的沙地植被。沙地次生植被和原生植被相比，乔木层已消失，草本层退化，灌木层发育强烈。主要植物种已被沙生和旱生植物所取代，包括黄柳（*Salix gordejevii*）、差巴嘎蒿（*Artemisia halodendron*）、白草（*Pennisetum centraasiaticum*）、苍耳（*Xanthium sibiricum*）。由于其生境恶化，群落种类组成减少，结构趋于简单，灌丛发育不良，群落的覆盖度只有10~40%，产草量300~3000公斤/公顷，而且可食牧草比重很小。

由于沙漠化影响，植被普遍处于逆行演替，即从疏林草原→灌丛、多年生禾草草原→多年生禾草、蒿类草原→蒿类杂草荒漠化草原→沙生植被。中科院兰州沙漠所在这个地区建有奈曼沙漠化研究站，取得了丰硕研究成果。表4列出不同沙漠化土地类型上的植被演变特征。

表4 不同沙漠化土地类型上的植被特征（朱震达等）

项目	潜在沙漠化土地	正在发展的 沙漠化土地	中度发展的 沙漠化土地	强烈发展的 沙漠化土地	严重沙漠 化土地
植被类型	疏林草原	灌丛+多年生禾草	多年生禾草+蒿类	蒿类+杂类草	沙生植被
层片数	4	3	2	3	2
总盖度（%）	70~80	50以上	30~40	20~30	<10
可食鲜草量（kg/公顷）	3750~5250	3750~4500	3000	1500	375~750
豆科和禾本科草占 可食草的比例（%）	48.5	52	49	28.6	11.3

征，说明科尔沁草原生态系统已遭到严重破坏。据统计50年代末科尔沁草原沙漠化面积只占20%，到80年代末就发展到占77.6%，年均沙漠化发展速度高达1.92%。今日科尔沁草原已退化为沙地退化生态系统。表5列出放牧引起的植被、土壤演变系列。荒漠草原退化

\* 本节均引自刘新民主编《科尔沁沙地生态环境综合整治研究》

生态系统破坏与恢复和综合治理途径见图 6、图 7。

表 5 放牧引起的植被、土壤、地貌演变系列<sup>[13]</sup>

放牧程度		适度放度	轻度过牧	中度过牧	严重过牧	极度过牧
退化程度		正常草场	轻度退化	中度退化	严重退化	草场破坏
植被	植被类型	疏林草原	锦鸡儿十差 巴嘎蒿	差巴嘎蒿 + 锦鸡儿	差巴嘎蒿	沙米
	植被盖度	60~80%	>50%	25~50%	10~25%	<10%
	可食鲜草率	100	88.9	66.7	33.3	11.1
土壤	土壤类型	沙质栗钙土	固定风沙土	半固定风沙土	半流动风沙土	流动风沙土
	粉粘粒含量	>10%	10%	4%	2~3%	<1%
	有机质	>1.05%	1.05%	0.39%	0.27%	0.06%
地貌	微地貌	波状沙地	固定沙丘	半固定沙丘	半流动沙丘	流动沙丘
	流沙面积	0	<10%	10~25%	25~50%	>50%

#### 4. 荒漠退化生态系统的恢复与重建

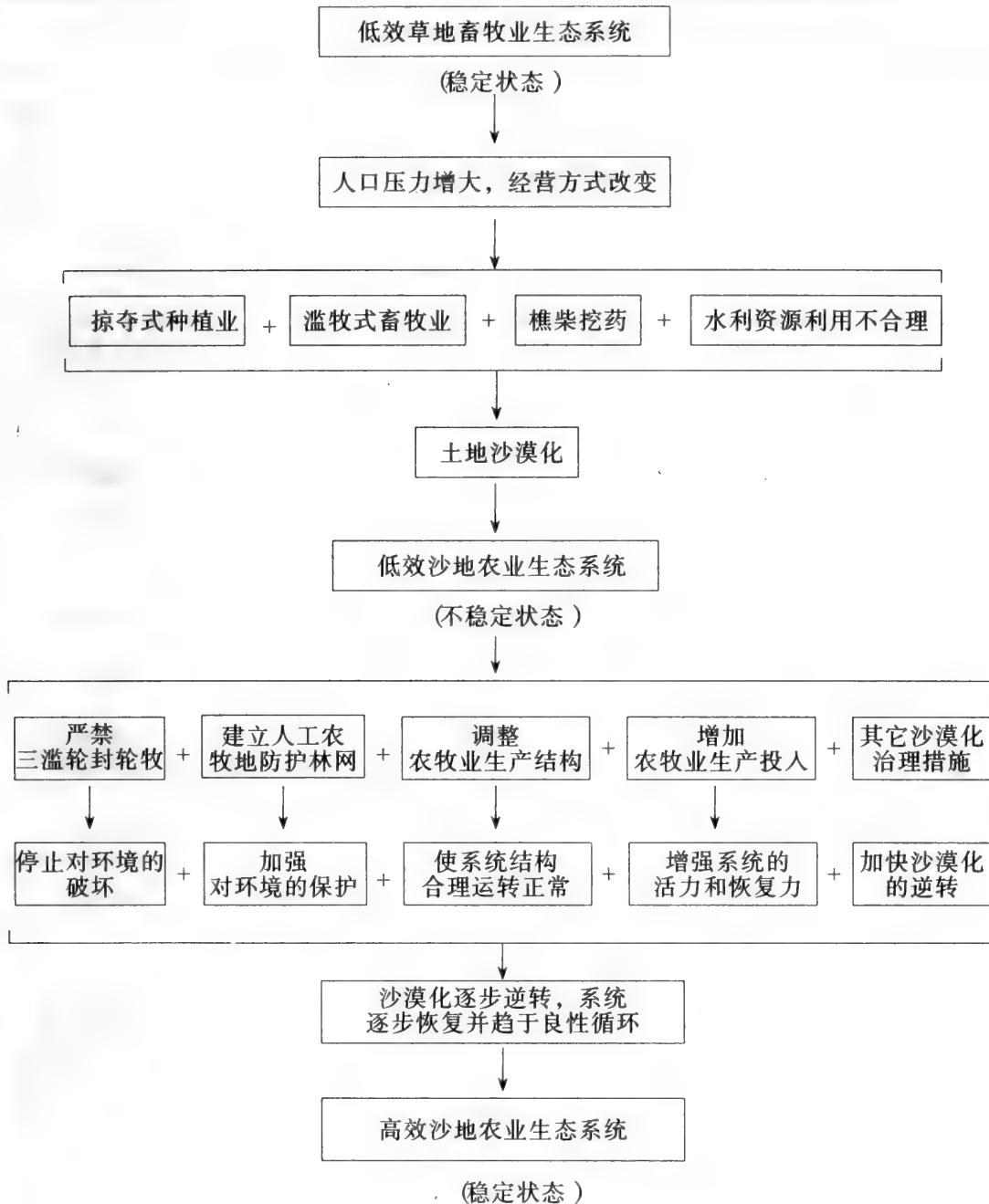
荒漠生态系统是干旱条件下的逆境生态系统，稀疏的荒漠植被与干旱严酷的环境经过地质年代，互相适应形成的一个脆弱生态系统。也就是说当荒漠环境在人为影响下出现变化必然会引起荒漠生产力减少，使生态系统退化。根据 1992~1993 年世界资源报告将荒漠生态系统生产力列于表 6。以此作为一个标准，观察各个地区自然荒漠土壤——植物系统是否已产生退化。

表 6 不同地带性类型中植物贮量与生产量<sup>[33]</sup>  
(根据 G. clifford Eruns 1976) 单位: 吨/公顷 (干重)

地带	土壤—植物群系	贮量
热带	热带荒漠土上荒漠	1.5
亚热带	亚热带荒漠土上荒漠	2.0
温带 (干旱区)	盐土上盐生荒漠 龟裂土荒漠	1.5 3.0
	灰棕色荒漠土上半灌木荒漠	4.5
	高寒荒漠	7.0
	砂质荒漠 (小乔木)	30.0

荒漠区人工生态系统，绿州化产物是绿州农业生态系统，因此讨论荒漠退化生态系统的恢复与重建，必然研究绿州生态系统退化问题。由于人类活动近 45 年来世界农业生产用地的一部分土壤环境已产生退化，据统计有 12 亿公顷土地产生中度和严重退化，这意味着农民必须增加肥料才能生产出过去同样多的农作物。并且大约有 3 亿公顷土地遭到极端退化，这些土地丧失了几乎所有的最初生物量。而在亚洲这些退化土地中有 40% 是沙漠化和盐渍化<sup>[33]</sup>，应该说主要是集中在荒漠退化生态系统。对土壤退化问题应引起关注。

荒漠退化生态系统的恢复是指温带荒漠顶极群落的恢复。重建是人工塑造良性循环的荒漠绿州。

图 6 科尔沁草原生态系统破坏与恢复机制<sup>[14]</sup>

#### 4.1 荒漠退化生态系统恢复与重建的理论基础

4.1.1 持续发展的原则<sup>[33]</sup>：一些作者提出了狭义定义，他们强调利用可再生的自然资源，而又不使其退化或消亡，也不削弱这些资源对子孙后代的“再生”实用性。同时要有效地保持诸如土壤、地下水和生物量等自然资源对人类持之以恒且不缩减的供应。另一些持续发展的经济定义也着眼于资源的优化管理方面。强调“在保持自然资源的质量和所提供的服务前提下，使经济发展的净利益增加到最大限度”。

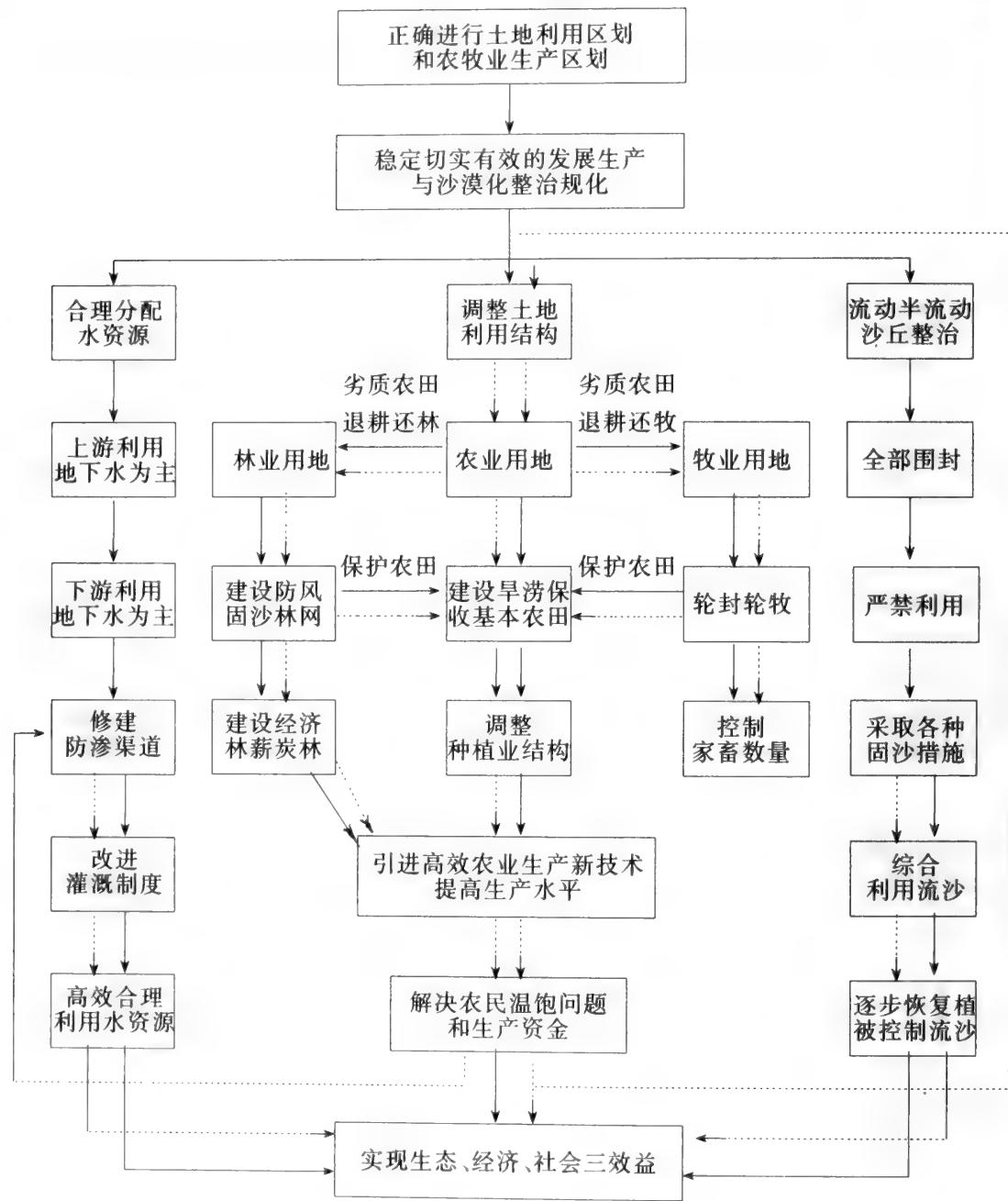


图 7 科尔沁草原沙漠化综合整治途径<sup>[14]</sup>

——综合整治途径；—良性循环途径

4.1.2 土壤退化治理是核心：对于荒漠绿洲农业生态系统而言，最重要的生产环境是土壤资源，因此当前世界突出的土壤退化治理问题，应作为重要的指导原则。

Glasod 认为人类造成的土壤退化是指使土壤“现在及未来生产产品或提供服务能力的降低”的活动。

土壤退化类型有四种：水侵蚀、风侵蚀、化学退化（盐碱化、养分衰退、化学污染）、物理退化（农机械压实、畜群践踏而产生的压实板结）。轻度退化的土壤，可以通过轮种、少耕和其它农业实践使其恢复。根据 Glasod 要使中度退化以上的土壤恢复其原有的生产力，仅靠一般农民还不够。改用保护土壤的办法只能够减缓退化，但不能恢复其肥力。因此要恢复中度退化以上的土壤，应有全国性的提供财政援助和专门技术指导的计划，恢复生产力通常要有重大的结构的改变——例如排除积水和盐分，或进行更大区域的治理工程。

**4.1.3 流域治理和区域综合治理的方针：**荒漠绿州退化生态系统是干旱区典型退化生态系统，干旱区开发关键问题是宝贵水资源开发利用，水资源的合理分配使用，因此绿州和干旱区各类生态系统都依靠着流域治理而发生变化。以天山北麓阜康三工河流域为例，从山地到平原，分布着各类退化生态系统（表 7）。

表 7 流域治理  
(天山北麓, 阜康三工河流域退化生态系统垂直分布)

地貌	退化类型/治理措施	海拔高度
中山	森林退化生态系统, 野生动物保护区	
	保护为主, 人工更新	1700m
	草原退化生态系统	
前山	适当载畜量, 轮区放牧	1200m
	荒漠草原退化生态系统	
低丘	水土流失, 滥垦应退耕还牧, 恢复植被	900m
	严重荒漠退化生态系统, 过度放牧	
	蒿属荒漠退化为一年生藜科草本, 应封育	700m
洪积扇	碱化荒漠退化生态系统, 恢复植被	550m
冲积平原	上部老绿州, 土壤肥力下降, 草甸退化	
	中部盐化荒漠退化生态系统, 地下水位升高	
	下部新绿州退化生态系统, 次生盐渍化	460m
沙漠	沙质荒漠退化生态系统, 保护为主	
	干旱、地下水下降、沙丘活化, 应以恢复植被、封育结合	

它们的恢复与重建相互联系、相互制约。如果发展了绿州内农区畜牧业，才能减轻草原和荒漠的载畜量，保护荒漠。又如在山地保护水源、涵养水土，才能为平原提供丰富、高质的水源。在上游开发深层地下水，将浅层地下水留给干旱的下游使用。因此退化的治理，必须有合理的流域规划。

南疆开都河流域焉耆盆地次生盐渍化退化生态系统的治理，就是要联系到流域外的跨流域区域治理的例子。新疆维吾尔自治区农科院土肥所在这个地区做了多年工作，就是通过地区性水土资源合理利用，水土平衡优化数学模型，有效地提出焉耆盆地盐化土质荒漠退化生态系统治理方针（见图 8，开都河治理关系示意图）。这个优化模式关键是规定了盆地中地下水开发数额，因此降低盆地地下水位，又规定在博斯腾湖扬水数量，一方面保持了博湖水质，一方面调出流域一部分水量，济入孔雀河；供给其下游农场用水，以及塔里木河下游“濒危的绿色走廊”生态用水。自然这种跨流域调水，治理环境工程要经过慎重的环境评估。

#### 4.2 荒漠退化生态系统的恢复



图 8 焉耆——库尔勒地区治理关系示意图

4.2.1 前山：由于滥垦形成荒漠草原退化生态系统，生产力大为降低，弃荒后原生植被都被破坏，只生长一年生叉毛蓬等，生产力几为零，应退耕还牧，围栏保护，为了加速植被恢复，有条件可以飞播牧草。如阜康三工河流域西侧的三台子飞播黄花草木樨与老芒麦，这两种牧草近两年生长情况较好，但已经可以看到多处原生植被的恢复迹象。几年后这一飞播牧草地将为原生植被蒿子、羊茅、苔草占优势的荒漠草原顶极群落所取代。因为黄花草木樨和老芒麦难于在雨量 300 毫米条件下长期稳定。所以当时飞播时如选择飞播蒿子和木地肤，则可以加速原生植被恢复过程。

4.2.2 洪积扇和平原荒漠植被的恢复，也是要停止放牧或轮区放牧，则可自然恢复琐琐

林、短命植物、琵琶柴的荒漠顶极群落。也可以利用夏季洪水，淤灌撒播红柳、琐琐种籽，加速植被恢复。

**4.2.3 绿州和沙漠接触地带：**活化沙丘可利用春季化雪水，于2月份撒播琐琐种籽或于春季扦插琐琐苗、沙拐枣苗、恢复沙生植被。沙漠为冬草场，也要通过发展农区畜牧业，来减少冬草场面积，使沙漠植被自然复苏。同时治理鼠害，放养野生动物，保持生态平衡。

#### 4.2.4 荒漠绿州退化生态系统的重建。

广大荒漠包围着绿州，近40年来荒漠绿州有很大发展，但由于农田基本建设不够完善，绿州农业结构也不很合理，因此绿州内也存在着次生盐渍化和土壤肥力下降等土地退化问题，从这个意义上来说荒漠区存在着荒漠绿州退化生态系统。需要通过人工建设好绿州生态系统。

(1) 天山北麓阜康三工河流域——荒漠绿州复合退化生态系统的重建：(见图8, 图10)，通过流域治理，制定水资源合理利用规划，在上游应提高天池出水口水坝高度2米，使天池恢复历史年代水位，中游在阜康县城附近和新兴城市应以利用深层地下水为主(100米以下)。这样将浅层80米左右含水层留给下游新绿州使用。恢复柳城子水库机井群，亦可起到垂直排水作用，因为下游的阜北农场，地下水位每年以20厘米速度上升，次生盐渍化发展，大面积因干旱和盐碱而弃荒。

阜康县应控制人口发展规模，绿州农业发展战略要以旅游和养殖业为主，避免建设大工厂。同时调整大农业结构，解决农牧结合问题，以发展农区畜牧业为突破口，执行草田轮作，到21世纪苜蓿面积应发展到占耕地面积20%，草业发展了，配以草食动物——牛、羊畜群，根据中科院阜康荒漠生态站研究结果，编制三工河流域生态系统恢复与重建框图(见图9)。7区草田轮作结果见表8。轮作区种植三年苜蓿后农产品产值提高136%，能量产投比由对照的2.05提高到14.16。使农田生态系统物质循环提高到新的阶段。从框图中看到荒漠区山盆关系，综合治理措施，不再详述。

表8 阜康站草田封轮作区试验结果

项目 年份	作物	饮料能 $10^6$ 千卡/亩	羊只/亩	畜产品折能 $10^6$ 千卡/亩		产出能总量 $10^6$ 千卡/亩	能量 产投比	产值 (元)
				1989	1990			
E <sub>2</sub>	油菜+苜蓿	1.496	0.96	0.232	1.811	14.9	220.2	
	苜蓿	4.392	2.82	0.791	5.183	18.4	587.3	
	苜蓿	3.668	2.33	0.671	4.299	22.1	485.1	
	玉米	2.906	1.95	0.421	6.491	1.25	739.8	
	平均	3.106	2.02	0.529	4.289	14.16	508.0	
CK	小麦	0.464	0.31	0.060	0.948	1.39	122.6	
	苏丹草	1.200	0.82	0.186	1.386	3.6	166.6	
	小麦	0.636	0.43	0.083	1.058	2.3	124.2	
	玉米	2.002	1.53	0.290	3.869	0.90	447.7	
	平均	1.051	0.77	0.155	1.815	2.05	215.3	

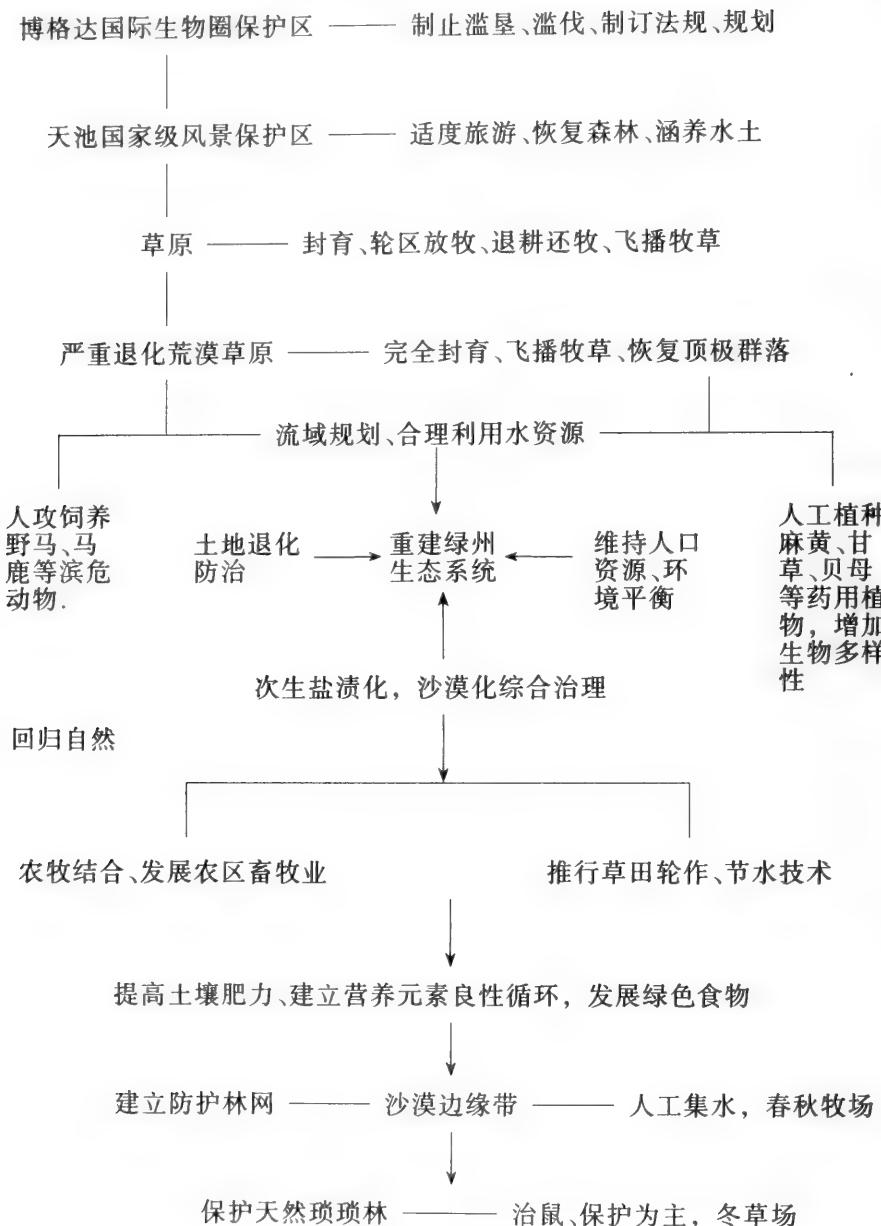


图 9 荒漠绿州退化生态系统恢复与重建

(2) 塔克拉玛干南缘生态脆弱带——沙漠退化生态系统治理成功实例。中国科学院新疆生物土壤沙漠所在这里建有策勒沙漠研究站。该区属暖温带荒漠气候，年平均气温11.9℃，绝对最高温41.9℃，最低气温-23.9℃。历年平均日照总时数为2679.5小时。全年太阳总辐射能为144.4千卡/平方厘米，平均年降水量35.1毫米，平均年蒸发量2595.3毫米，干热风平均每年21天，多集中于5—7月，8级以上大风每年3—9次。策勒县总面积3.32万平方公里，其中绿洲面积80万亩，占土地总面积1.6%，是以农为主农牧结合的县。1992年全县耕地面积29.99万亩，总人口12.3万人，该县属典型灌溉农业区，主要生产小麦、玉米、棉花、瓜果，蚕桑生产具有悠久的历史。这里>100℃的积温达4340.4℃，

农作物可一年两熟，粮食复种指数为 152%，1992 年全县工农业总产值为 2.23 亿元，其中，农业总产值为 1.96 亿元，工业总产值为 0.27 亿元，全县农牧民人均纯收入为 447.4 元，是国务院和新疆维吾尔自治区审定的全疆 24 个贫困县之一。试验区和定位站位于策勒县策勒乡西部塔克拉玛干沙漠边缘的绿洲过渡带中，属于沙漠退化生态系统。沙漠化发展严重，通过 1983 年—1993 年十年的研究、试验和治理。试验区内的自然面貌和生产状况已经发生很大变化。

自 1983 年以来，新疆维吾尔自治区人民政府各有关部门，在危害严重的策勒乡，策勒镇分别建立治沙站、队，组织专业治沙队伍。我所的专家和当地技术人员一道，研究建立了综合防沙体系的绿色生态工程，短短六年成功控制了流沙，使 10000 公顷沙漠化土地得到治理，区域气候环境极大改善，生产稳定发展，农民收入较治理前提高 2.5 倍，治理费用每公顷仅 176 元，而每公顷创造价值 13200 元，为投入的 7.5 倍。先后得到各级政府的多种奖励。同时，还建立了长期定位研究站，对脆弱生态环境土地沙漠化特征、演变过程、发展趋势等多项指标进行长期科学监测，为综合整治提供科学依据。

中国荒漠与荒漠草原退化生态系统研究刚刚起步，对于其结构、功能和提高生产力途径、荒漠——绿洲退化生态系统中物质循环与能量流动、荒漠绿洲持续发展优化模式，土壤环境退化机理和防治等重大课题都需要在国际和国内支持下予以加强。

## 参 考 文 献

- [1] 牛文元，1983；自然地理新论，北京：科学出版社。
- [2] 中国科学院《中国自然地理》编委会，1984；中国自然地理·古地理，北京：科学出版社。
- [3] 中国科学院新疆资源开发综合考察队，1987；新疆生态环境研究，北京：科学出版社。
- [4] 中国科学院新疆综合考察队、中国科学院植物研究所，1978；新疆植被及其利用，北京：科学出版社。
- [5] 中国植被编辑委员会，1980；中国植被，北京：科学出版社。
- [6] 李小明，1986；莫索湾地区土壤因子对琐琐柴、白琐琐、红砂分布制约的初步研究。干旱区研究 3 (1) 30—33。
- [7] 李江风、夏训诚，1987；罗布泊地区气候特征。罗布泊科学考查与研究，北京：科学出版社。
- [8] 李世英，1961；北疆荒漠植被的基本特征。植物学报，9 (3, 4), 288—312。
- [9] 刘晓云、刘速，1992；旱春短命，类短命植物的生物，生态学特点。干旱区研究增刊，46, 55。
- [10] 刘家琼，1982；我国荒漠典型超旱生植物——红砂。植物学报 24 (5) 483—488。
- [11] 刘家琼、丘明新，1982；我国荒漠特有的常绿植物——沙冬季的生态生理及解剖学特征。植物学报 24 (6), 568—574。
- [12] 李述刚、王周琼，1988；荒漠碱土，乌鲁木齐：新疆人民出版社。
- [13] 刘新民等，1993；科尔沁沙地生态环境综合整治研究，兰州：甘肃科学技术出版社。
- [14] 西藏自治区阿里地区农牧局，1991；西藏阿里土地资源，北京：中国农业科技出版社。
- [15] 阿布里米提、胡德夫，1992；阜康生态站荒漠鼠类群落结构的研究。新疆动物研究，北京：科学出版社。
- [16] 张立运、李小明、安尼瓦尔、海鹰，1990；阜康荒漠生态站及其毗邻地区的植被。干旱区研究增刊，34—43。
- [17] 陈灵芝等，1993；生物多样性，北京：科学出版社。
- [18] 张荣祖，1985；中国干旱地区陆栖脊椎动物生态地理。中国干旱区自然地理，北京：科学出版社。
- [19] 张学祖，1991；论生态，乌鲁木齐：新疆人民出版社。
- [20] 肖笃志、胡玉昆，1991；龟裂地犁沟栽种琐琐的研究。新疆植物学研究文集，北京：科学出版社，42—46。
- [21] 谷景和、高行宜、周嘉镐，1991；野生双峰驼分布与现状。新疆动物研究，北京：科学出版社。
- [22] 金鉴明等，1981；自然保护概论，北京：中国环境科学出版社。
- [23] 阜康站，1990；荒漠生态系统研究专集（第一集），干旱区研究增刊。
- [24] 阜康站，1992；荒漠生态系统研究专集（第二集），干旱区研究增刊。

- [25] 胡文康, 1984; 准噶尔南部琐琐荒漠类型及动态。干旱区研究 1 (2) 28—38。
- [26] 胡式之, 1963; 试论新疆北疆荒漠植物生活型的分类。中国植物学会三十周年年会论文摘要汇编, 246—247。
- [27] 胡智育, 1987; 古居延地区的环境演变。干旱区研究, (2) 46—50。
- [28] 赵松桥, 1986; 我国自然资源的形成与分布。自然资源学报, 1 (1) 41—55。
- [29] 高行宜、谷景和、周嘉镐, 1991; 普氏野马考察报告。新疆动物研究, 北京: 科学出版社。
- [30] 黄培佑, 1986; 新疆荒漠植被的环境作用浅析。新疆环境保护 4, 30—34。
- [31] 黄培佑, 1988; 准噶尔盆地中部琵琶柴 *Reaumuria Soongorica* 群落的生境研究, 新疆大学学报(自然科学版); 5 (3), 66—70。
- [32] 夏训诚、李崇舜、周兴佳、张鹤年、黄坯振、潘伯荣, 1991; 新疆沙漠化与风沙灾害治理。北京: 科学出版社。
- [33] 联合国环境规划署等, 1994 世界资源报告, 北京: 科学出版社。
- [34] 新疆维吾尔自治区畜牧厅, 1993; 新疆草地资源及其利用。乌鲁木齐: 新疆科技卫生出版社。

## 11 中国浅水湖泊退化生态系统

谢 平

(中国科学院生态系统研究网络, 东湖湖泊生态系统实验站, 武汉, 430072)

崔奕波 陈宜瑜

(淡水生态与生物技术国家重点实验室, 中国科学院水生生物研究所, 武汉, 430072)

### 1. 湖泊生态系统退化的概念

湖泊是一类被陆地包围的独立性较强的水生态系统。与陆生生物相比, 水生生物一般个体较小, 寿命较短, 生物间的相互作用活跃, 因此可以在较短的时间内追踪生物群落的动态规律。而且, 因湖泊的边界 (Boundaries) 清楚, 减少了象在一些其它生态学领域常常遇到的在系统定义上的困难<sup>[58]</sup>, 在一些方面, 湖泊是在生态系统的尺度上研究多因子交互作用的理想系统<sup>[20]</sup>。也正因为如此, 从本世纪初以来, 在对自然生态系统的研究中, 以湖泊生态系统为模式, 产生了若干重要的生态学概念。其中有代表性的是二十年代由 Thiene-mann<sup>[85]</sup>提出的生物生产的概念, 四十年代由 Lindeman<sup>[53]</sup>提出的营养级概念, 以及以这些概念为基础的物质循环和能量流动等对现代生态学的发展作出了重要贡献的若干理论。

湖泊生态系统的退化 (Degradation of Lake Ecosystems) 是指湖泊在其自然演替和发展过程中由于受人类活动的较强的干扰, 其生态系统的结构和功能严重受损的变化过程。结构的退化主要是指湖泊生态系统中生物群落的受损, 如水草群落的破坏甚至消失以及由此引起的一系列物种的次生性灭绝, 其结果是导致群落中的物种多样性 (Diversity) 下降, 生活史短、结构简单的小型种类占优势, 食物链 (Food Chain) 变短, 食物网 (Food Web) 结构简化, 稳定性 (Stability) 下降等等, 呈现出群落演替较早时期的特征; 功能的退化主要是指湖泊自净能力 (水洁净度) 的衰减, 其主要表现为生态系统中物质循环速率加快, 系统对干扰 (Perturbation) 反应敏感, 湖泊富营养化速率加快, 水体总生产量 (Gross Production) 往往也大幅度提高。需要指出的是在退化的湖泊中, 生物群落的结构的简化虽然的确与自然演替过程相逆, 但湖泊中的营养水平显然已不同于自然演替早期的湖泊。“退化”在这里部分是相对于人类自身的生存环境而定义的。

任何湖泊一经产生就开始了在物理、化学及生物因子相互作用下的演替过程, 最终由水生生态系统演变为陆地生态系统<sup>[90]</sup>。在湖泊个体发育 (ontogenetic) 的早期阶段, 来自流域盆地的无机和有机营养物在制约生物群落的发展中起着重要作用, 整个群落的生物生产力较低, 浮游植物在整个初级生产者中占绝对优势。随着湖泊的进一步发展, 沿岸带大型植物逐渐发展, 在湖泊发展的后期阶段, 沿岸带大型植物的优势越来越明显, 特别是在较浅的湖泊或者由于沉积作用深度显著减少的湖泊中, 沿岸带大型植物往往占由于光合作用而增加的有机物质输入的绝大部分; 由于这些大型植物 (尤其是挺水植物) 体富含木质素和纤维素, 分

解速率低，使有机物的沉积速率加快<sup>[89]</sup>；不断发展的沿岸带大型植物将侵占全部的湖盆，使原先的湖泊成为沼泽，最终成为陆地。因此湖泊的自然演替过程可划分为以下阶段：贫营养（Oligotrophy）时期→中营养（Mesotrophy）时期→富营养（Eutrophy）时期→老年（Senescence）时期→陆地（Terrestrial）时期。在湖泊个体发育的过程中，通过一些人为手段，如挖泥或破坏高等水生植物等可以延缓湖泊的老年化<sup>[16]</sup>。显然，湖泊生态系统的退化并不意味着湖泊消亡速率的加速，在某些情况下（如水生高等植物群落的衰竭）可以减缓湖泊的沼泽化速率，延长湖泊的寿命。

## 2. 我国淡水资源概况

在地球上存在的所有物质中，对人类以及所有其它生物体的存在来说最基本的东西是水和空气。地球表面积的 3/4 为水所覆盖。水也是生物体内最大的成份。生命，只有通过生物与环境间永不间断的水分的交换才得以实现的。

据世界资源提供的数据<sup>[42]</sup>，全球总储水量中淡水只占 3%，而且其中 77.2% 被冷储在冰盖和冰川中，22.4% 是地下水和土壤水，只有约 0.4% 为湖泊、沼泽和河水。淡水水体的面积虽然远不及海洋，但却是维持陆栖生物和人类文明的根本，也是连接陆地生态系统和海洋生态系统的桥梁。目前世界上已有 43 个国家和地区缺水，占全球陆地面积的 60%，约 20 亿人用水紧张，10 亿人得不到良好饮用水。当前，淡水资源短缺是困扰着人类社会生存的重大全球性环境问题之一。

我国属贫水国。按人均占有径流量计算，每人每年平均大约 2600 吨，只相当于世界人均占有量的 1/4<sup>[42]</sup>。目前水资源量在下降，需求量却在不断上升，而且不断增加的工业废水和生活污水的排放正使全国约二分之一的湖泊受到不同程度的污染。日益深刻的淡水资源的短缺已成为影响我国国民经济发展的重要限制因子，因此保护淡水资源也是维护我国人民生存环境的头等大事。

我国湖泊总面积约为 7.43 万平方公里，其中 42% 分布在东部湿润地区。位于我国东部平原的长江中下游地区，湖泊纵横交错，是我国淡水湖泊主要分布区之一。该地区湖泊面积高达地表面积的八分之一，不仅是我国重要的淡水渔业基地，还担负着供水（饮用、灌溉等）、游览等各种功能，在我国国民经济中占有重要地位。长江中下游地区的湖泊是受晚第三纪季风气候的影响，因长江泛滥冲积而成的湖盆浅平，属典型的浅水湖泊（不形成温跃层 Thermal stratification）并与长江干支流连结形成独具特色的江湖复合体。该地区的湖泊生态系统的特色是生产力高，具有丰富的水生高等植被，沿岸带（Littoral zone）生境发达，并且由于江湖生境的差异及每年受季风的影响而产生的汛期和明显的水位落差形成了具有我国特色的江湖（半）洞游鱼类如鲢、鳙、草鱼、青鱼、鲤、鯿、赤眼鳟、鳊等，其中许多是我国主要的淡水经济鱼类<sup>[5]</sup>。这些湖泊不仅水质清澈，而且蕴藏着极为丰富的生物物种资源，为我们的生存提供了极其宝贵的淡水资源。

## 3. 我国浅水湖泊生态系统退化现状

近年来，由于不合理的渔业方式，不适当的农田水利和渔业环境建设以及经营管理方面的诸多问题，使许多湖泊的自然资源遭受严重破坏，生态系统的结构和功能出现严重的退化：

(1) 由于水利建设造成的江湖阻隔及酷渔滥捕使众多湖泊的鱼类尤其是江湖(半)洄游鱼类资源遭受极大的破坏，不仅鱼类种类多样性大大下降，而且鱼类的种类及个体小型化现象十分严重。

近数十年来，由于人类的经济活动的影响，天然鱼类资源急剧衰减。首先是由于水利建设造成的江湖阻隔。长江中下游在历史上原是干流、支流、浅水湖相互连通的网络系统，为四大家鱼等准备了良好条件，幼鱼进入湖中肥育再回到江中繁殖，通过江—湖洄游完成生活史<sup>[5]</sup>。当前除少数湖泊外，都已在湖泊通江的港道中建闸，堵死了鱼类的“走廊”，这样不但使湖泊鱼类天然资源无法从江中得到补充，更大的问题是可能导致长江中的繁殖群体难于维持应有的数量。虽然现在鱼苗的来源多靠人工繁殖，但目前已看出因近亲繁殖而产生退化现象。因此多代近亲繁殖是不可取的，最后还需依天然苗种予以复壮。目前，长江的亲鱼主要来自尚未建闸的鄱阳湖，未来情况如何难以预料<sup>[7]</sup>。

由于过度捕捞导致的鱼类资源衰竭面积较大，难以进行鱼类放养和有效管理的湖泊也很普遍。对天然鱼类的长期过度捕捞和日益加重的江湖阻隔，使鱼类种类多样性大大下降，经济价值高的大型鱼类（包括许多江湖洄游鱼类）种群难以维持，顶极消费者的缺乏便导致小型鱼类的大量增殖（大型湖泊的沼泽化现象也对小型种类有利），这种情况通称“小型化”（包括种类小型化和个体小型化），其结果是鱼产量越来越低，质量越来越差，收益越来越小<sup>[7]</sup>。长江中下游湖泊原生活有上百种野生鱼类，而现在一般仅有三、四十种。如湖北洪湖在未阻隔前的野生鱼类，根据其他通江湖泊的资料推测，应不下100种。江湖阻隔后的1964年，尚有74种。但在1981—1982年调查时，仅发现54种。在这54种鱼类中，有23种明显是初夏灌江时纳入的半洄流性鱼类的少量个体，实际上湖内栖息的鱼类已只有31种，仅为天然区系的1/3。洪湖年平均鱼产量在50年代约100万公斤，其中四大家鱼和鲤、鳊等占绝对优势；80年代产量仅为300—400万公斤，其中体重不超过100克的鲫鱼、黄颡鱼和红鳍白约占总产量的87%<sup>[2]</sup>。长江中下游的巢湖、太湖和洪泽湖等也有类似现象，三种小型的鲚鱼成为优势种<sup>[7,10,11]</sup>。

(2) 草食性鱼类的过度放养往往导致水草顶极群落的极度破坏及由此诱发一系列次生性灭绝：

如同我们的祖先在陆地上从采捕野生动植物为食发展到种植农作物和驯养家畜一样，随着现代化科学技术的发展，特别是家鱼人工繁殖技术的提高，以养殖为主的强化渔业方式得到了迅速的发展，人们开始按照自身的意愿去改造和调整鱼类组成，定向养殖某些具有经济价值的鱼类，这种方式除广泛应用于池塘养殖外，在中小型湖泊特别是城郊湖泊中也得到普遍采用。采用人工放养使人们得到大幅度提高渔产量，也减轻了由于过度捕捞造成的对某些鱼类自然种群的压力。但也因此出现了严重的问题，特别是往往由于过度追求短期高产而使人工放养量过大，导致某些饵料生物被过度利用甚至完全消失，从而对包括鱼类自身在内的整个生态系统产生莫大的影响，其中影响最为深远的莫过于饵料生物中的大型植物特别是沉水植物群落的衰退。许多这样的湖泊由于草食性鱼类（特别是草鱼）的过度放养而导致水草衰减甚至绝迹而使浮游藻类在初级生产者中占绝对优势。武汉东湖的郭郑湖区，1963年水生植物的生物量为1779.8g/m<sup>2</sup>，到1975年水草的生物量仅5.8g/m<sup>2</sup>，主要是草鱼过度放养引起的<sup>[4]</sup>。草鱼对水草的破坏力高不仅由于草鱼对水草的消化吸收率低，而且往往由于一些幼嫩水草被食，使水草的潜在生产力遭受破坏。相对于水草来说，浮游藻类都是一些r-对

策者，其个体小，生命周期短，缺乏储存大量营养物质的能力，因此，在一个水草在初级生产者中占优势的湖泊，大量的营养物被积存在水草中，从营养上抑制了浮游藻类的生长，使得水质清澈，这常常被称为水草的“净化功能”。随着水草生物量的下降，吸收存积在水草中的营养，便通过草鱼的摄食排泄被大量释放到水中，增加了浮游藻类的繁殖，又由于浮游藻类的现存量的增加，降低了湖水的透明度和补偿深度，而这又将进一步减少水草的生存范围，如此恶性循环，沉水植物越来越少，甚至完全消失。现在在武汉东湖的郭郑区湖区，50年代的水生高等植物顶极群落早已不复存在，代之而来的是以r-对策者占优势的次生演替。这种情况就象陆地上毁林开荒的生态后果那样<sup>[7]</sup>。

水草又是许多周丛生物及螺类等生存的基础，还为许多鱼类提供了栖息和产卵场所等等。这就是说，水草的存在是整个水生动植物群落多样性增加的基础。水草的消失除反过来导致草食鱼类自身种群的崩溃外，还带来物种的次生性绝灭，包括许多以水草为食料或栖所的饵料生物以及以这些生物为食料的鱼类，如许多周丛生物及螺类等随水草的消失而绝迹，鲤、鲫、乌鳢等产粘性卵鱼类由于所需的附着基质减少使其产卵场所遭受严重破坏，由于螺类等赖以生存的环境条件的破坏，而减少了鲤、青鱼类的天然饵料量，草食性鱼类的优势被滤食性鱼类所取替等等。

水草的消失不仅导致水中营养盐浓度增加，还往往使浮游生物群落多样性指数明显下降，系统稳定性削弱，经常出现少数浮游藻类的爆发性增长，最典型的是高度富营养型水体中夏季蓝藻“水华”的大量发生。此外，近年在长江中下游地区经常出现的鱼类细菌性败血病的暴发性流行，很难说与包括鱼类在内的整个水生动植物群落的单纯化，过高的养殖密度及水质的恶化无关。

### (3) 城郊湖泊的富营养化日趋严重：

目前几乎所有的城郊湖泊都存在着严重富营养化现象，富营养化的加速与城市人口的急剧增长关系密切，但与不合理的养殖方式亦有关系。首先是大量投放草食性鱼类，使水下植被在短期内遭受严重破坏，这种作法或多或少是主动的，认为利用草鱼“开荒”后不但可获得大量草鱼，而且可使水中氮磷更多的转化为浮游生物，促进鲢、鳙增产。如武昌东湖的一个子湖，1963年水生植物的生物量为1779.8 g/m<sup>2</sup>，藻类的生产量为1gO<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>/日，到1975年，水草的生物量仅5.8 g/m<sup>2</sup>，而藻类的生产量则高达4.1gO<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>/日<sup>[4]</sup>。东湖的渔获量则从346吨上升到802吨/年，其中鲢、鳙占84%（现高达98%）。但与此同时东湖的水质却变得相当恶化，透明度小，出现大量蓝藻“水华”，有臭味，大大降低了湖泊的多用途（饮水、游览等）。

许多城郊湖泊，由于沿湖人口密度大，大量的工业废水和生活污水往往未经处理就排放入湖，再加上不合理的渔业经营，使湖泊生态系统的自净功能严重受损，大大地加速了水体的富营养化进程，譬如武汉市的东湖，南京市的玄武湖正是由于这样的原因，导致其地表饮用水资源的极度破坏，而人们的生活用水往往依靠这些湖泊。虽然这类湖泊生态系统的生物生产力功能大大提高，但对人类来说极其宝贵的饮用水源功能却严重退化，恶劣的水质严重地威胁着人们的身体健康。

最近的研究表明，作为水体富营养化表征的微囊藻“水华”的次生代谢产物 Microcystins (MCRST) 等能损害肝脏<sup>[31,39,66,71,72]</sup>，影响蛋白磷酸酶的活力，具有促癌效应<sup>[30,40,56,69,92]</sup>，直接威胁人类的健康和生存。尤其是由于我国是一个淡水资源紧缺的国家，

湖泊水资源的日益枯竭正在对社会经济持续稳定的发展构成威胁。

因此，探讨湖泊生态系统的退化（尤其是湖泊自净能力衰减）的机理及退化湖泊生态系统的恢复与重建技术，不仅有利于对淡水渔业进行结构性调整，从长期来看，对于认识、保护和合理经营湖泊资源；改善人类的生存环境，保证我国社会经济持续、稳定的发展具有十分重要的意义。毫无疑问，淡水资源的保护与利用对整个人类社会的稳定发展具有极为重要的意义。

#### 4. 湖泊生物学研究的一般趋势

本世纪初，E. A. Birge 和 C. Juday 等对美国 Wisconsin 湖群进行了约 40 年左右的研究，奠定了现代湖沼学的基础，但主要是分类学、个体生物学及环境因子的描述性研究<sup>[24]</sup>。60 年代在 IGBP (The International Biological Program) 的赞助下，广泛收集了世界上许多湖泊的生物（主要是浮游植物）生产力资料<sup>[18]</sup>，有力地推动了湖泊生态系统的研究。七十年代中期由联合国教科文组织实施的 MAB (The Man and Biosphere) 计划使科学家们的研究重心从生物生产力的测定转移到水资源的开发和保护相协调的方向上来。近几年来由国际联合理事会组织实施的 IGBP (International Geosphere Biosphere Project) 计划中，内陆水体的资源保护也是全球变化研究的重要组成部分。

我国对湖泊的生物学研究可追溯至 50 年代对长江中、下游及淮河流域 612 个湖泊的调查<sup>[13]</sup>，初期的工作主要是各类动物植物的区系、分类学研究及个体生物学观察。70 年代的工作重点是以提高生物生产力为目的的湖泊渔业利用问题，如在武汉东湖进行的渔业增产试验<sup>[11]</sup>。80 年代以来，已开始着手水体生物生产力开发与生态环境优化方面的研究<sup>[2,6,8,67]</sup>，但仍然是以湖泊生物生产力的开发为主要目标。可是，目前在国际上，至少可以说在发达国家对湖泊生态系统的饮水资源保护的注意力已大大超过对湖泊中生物生产力开发的兴趣。考虑到我国是一个内陆水域面积大，人口众多的发展中国家，在相当长的时间内，还需要依赖淡水渔业的发展来满足人民对动物蛋白的需求，因此，从我国的国情出发，我们应该将湖泊生物学研究的重心逐步转移到水资源的开发与水体自净功能保护相协调的方向上来，这不仅仅是为顺应国际科学潮流，而且也是为了正视和克服日益深刻的淡水资源短缺这一关系到人类生存的全球性环境问题。

#### 5. 湖沼学研究方法的现状与发展趋势

传统的湖沼学研究方法是对湖泊的某些生态学特性（如初级生产力、浮游生物群落结构）的变化沿着一些环境因子（如营养状态或鱼类密度）的梯度，进行观测和比较，这种方法的优点是能以较低的成本研究整个生态系统<sup>[24]</sup>，而且能很快把握系统中一些状态和参数的变动范围。但单从这种生态系统静态特性的描述和比较，很难把握生态系统的动态变化机理及对干扰（Perturbation）的响应<sup>[21,22]</sup>。

长期研究（Long-term studies）包括通过直接观察或古生态学替代物（Paleoecological surrogates）对生态系统动态的分析<sup>[83,52]</sup>。对湖泊生态系统的长期研究（虽然这种研究十分稀少）极大地减少了许多生态学研究在时间尺度上的限制<sup>[28,43,52,54,83]</sup>。因为鱼类的种群动态的显著变化往往要求数十年的时间尺度，因此长期研究对研究鱼类的 Trophic-cascading effects 是非常有用的<sup>[43,45]</sup>。长期研究可以用于描述许多短期和中期 ( $10^{-4} - 10^1$ Y) 的生态学

过程<sup>[29,33,75]</sup>），但长期研究的主要缺点是新的觉察发展慢<sup>[20,88]</sup>。但为了了解生态系统，人们必须去等待稀有的、无法预测的有益的变化<sup>[28,45]</sup>。如果存在较好的古湖沼学指示物，这种困难将可能被克服<sup>[46]</sup>。

虽然通过对众多不同类型的湖泊进行描述及长期的监测，可得出一些普遍规律，但这类研究本质上是描述性的（即对湖泊生态系统的结构与功能进行描述）。因各种因素错综交织，描述性研究往往只能反映湖泊生态系统的现状及过去若干年的变化，很难解释造成湖泊生态系统的结构与功能动态变化的机理，因此难以预测湖泊未来的变化。

实验湖沼学（Experimental Limnology）是以湖泊或湖泊的一部分为实验对象，通过人工操纵，改变影响湖泊生态系统的某一或数个因子，以探讨不同因子对湖泊生态系统结构与功能的影响及其机制。这是一种预测性的研究方法，是阐明各种环境因子对水生态系统结构与功能影响的重要手段。

实验湖沼学方法最早是美国 Wisconsin 大学的 Hasler 在 40 年代提出的<sup>[68]</sup>。但这一方法的真正发展是在 60—80 年代。60 年代加拿大政府建立了由 20 多个天然湖泊组成的实验湖区（Experimentel Lake Area），以淡水研究所为主的科学家们在这一湖区进行了大量研究。他们通过对一些湖泊人为施放营养元素来探讨富营养化的机理，在另一些湖泊进行人为酸化来探讨酸雨对湖泊的影响。他们的研究为了解湖泊富营养化的机理、酸雨对湖泊的作用机理奠定了基础<sup>[65,73]</sup>。

80 年代末，90 年代初，开始了实验湖沼学的另一快速发展时期。这一时期实验湖沼学方法在北美、欧洲开始得到广泛应用。在研究内容上，人们更侧重鱼类，特别是食浮游生物鱼类在湖泊生态系统中的应用<sup>[36,48,49]</sup>。预计在 90 年代这种方法将得到更为广泛、更深入的发展。

实验湖沼学的主要方法有：微生态系统（Microcosm）实验 ( $< 0.1\text{m}^2$ )、中生态系统（Mesocosm）实验 ( $< 0.1 \sim 100\text{m}^2$ )，大于  $100\text{m}^2$  的生态系统可称为大生态系统 Macrocasm) 及全湖（Whole lake）实验。微生态系统实验因体积太小，一般用于进行短期（数日以内）的生理生态学研究。微中生态系统实验主要是在湖泊中用不透水材料隔出一定面积的水体（即围隔 enclosure）进行实验，而全湖实验则是在整个湖泊水平进行实验。实验池（Experimental ponds）也类似一种较大而复杂的 mesocosm，但由于其深度一般较浅，只能模拟湖泊沿岸带的环境<sup>[46]</sup>。

因为微中生态系统实验易于人工控制和设置重复，是研究生态机理的有力的实验手段<sup>[37,57,81]</sup>。但因其体积一般较小，除掉了对预测生态系统动态十分重要的一些生态过程<sup>[22,32]</sup>。譬如，在围隔实验中就很难包括鱼类的 inshore-offshore 迁移及营养物的水文动力学流动（Hydrodynamic fluxes）<sup>[46]</sup>。因此，微中生态系统实验的结果不一定能直接扩展到生态系统尺度，而且实际上容易导致错误的外推<sup>[32]</sup>。

全湖实验没有微中生态系统实验那样受空间尺度的限制，也与传统的比较研究不同，它能直接涉及生态系统的动态机理及对干扰的响应<sup>[46]</sup>。因为全湖实验能在合适的水平模拟人类的管理行为，它已是一种解决管理过程中的矛盾和不确定性问题的有力工具<sup>[45,74,88]</sup>。但全湖实验的主要缺点是设置重复有困难或不可能<sup>[55]</sup>。

一般来说，实验水体越小，人工控制程度越高，重复性越多，越易探讨单因子作用，但结果的现实性较差。实验水体越大，越接近现实，但成本及人工消耗也较大，人为控制程度

较低。因此，只有将不同水平的实验结合起来，才能获得好的效果。

在我国，湖沼学研究基本尚停留于描述性阶段，如水生所在七五期间对武汉东湖生态系统结构与功能的研究<sup>[8,67]</sup>。80年代末及90年代初，阮景荣等<sup>[9]</sup>探讨了鱼类在小型中生态系统中的作用；谢平等<sup>[77-79]</sup>利用围隔（中生态系统）实验探讨了鲢、鳙对蓝藻水华的控制能力，但系统的实验湖沼学研究尚未开展。

## 6. 湖泊富营养化加速的成因的研究现状与发展趋势

与湖泊生态系统的自净功能退化密切相关的加速富营养化（Accelerated eutrophication）的成因是近代湖沼学研究的中心问题之一。任何湖泊在其个体发育过程中都随年龄的增加营养物质不断积累，这种自然的富营养化过程通常是在数世纪以上的时间尺度上才导致湖泊营养物浓度的显著增加，而现在在许多湖泊，尤其是城郊湖泊，这种过程只需几十年或更短。工农业的发展及人口增长，导致湖泊的营养物负荷剧增，是造成富营养化加速的直接原因之一。然而国际上近年的研究表明，湖泊中鱼类群落的变化，也可能是影响富营养化进程及其表现形式的重要因素<sup>[91]</sup>。大量放养草鱼常常导致水草资源锐减（或消失），而浮游植物生物量剧增<sup>[19,25,50,51,61-64,68,70,80,84]</sup>。而我国长江中下游地区的天然湖泊，由于湖盆浅平，沉水植物覆盖率高，生物量往往大大超过浮游植物，是水体的主要初级生产者，也是水体中营养盐的重要贮存库，同时将相当一部分营养盐随同未被完全分解的植物残体埋藏在底泥中。与水生高等植物相比，浮游藻类个体小，周转快，缺乏贮存大量营养物质和能量的能力。因此可以予测，沉水植被的衰竭和消亡对长江中下游地区浅水湖泊富营养化进程的影响可能是十分显著的。

关于以水草为食的鱼类对湖泊生态系统的影响，国内尚无系统研究。在北美，草鱼被投放到湖中以控制水草，随着水草生物量的减少，水质发生明显变化<sup>[51,62,80,87]</sup>，但很少考虑对食物网或浮游生物群落结构及营养盐的影响<sup>[34]</sup>。关于水草在湖泊生态系统中的作用，国内尚无研究；国外的研究也仅限于水草对底泥与湖水间物质交换的影响，而且不同研究得到的结论也不完全一致<sup>[14,27]</sup>。

近年，在欧洲及北美的研究表明，食浮游生物鱼类的增加，常常加快了富营养化的进程，使得富营养化的表现形式趋于恶化，其作用甚至可能超过外源营养物的输入<sup>[20,47]</sup>。在长江中下游地区的中小型湖泊中普遍放养的鲢鳙鱼是否加速了富营养化的进程？对这一问题国内学术界存在较大争议。如陈少莲等<sup>[3]</sup>通过计算鲢、鳙鱼获物的氮、磷含量，提出鲢、鳙的放养延缓了富营养化的进程；谢平等<sup>[77-79]</sup>通过小型围隔实验，指出鲢、鳙对蓝藻水华这一富营养化的最恶劣的表现形式可能有控制作用；而阮景荣<sup>[9]</sup>通过微生态系统实验指出滤食性鱼类的放养可能促进富营养化进程。这些研究由于规模小，缺乏系统性，尚无法得出令人信服的结论。

此外，由于水利建设造成的江湖阻隔及湖泊的分隔对湖泊富营养化进程的影响方面的研究几乎没有。

## 7. 利用生物操纵对富营养化的控制的研究现状

传统的湖沼学家认为湖泊生态系统各组份的链接是通过食物链底层的变化对食物链高营养级生物产生影响，如外源营养物输入及化学变化对初级生产者产生影响，初级生产者的变

化对次级生产者产生影响等等<sup>[82]</sup>。这种效应称为上行效应 (Bottom-up Effects)。通过 Hrbacek 等<sup>[41]</sup>的先驱性工作及后来的 Brooks 和 Dodson<sup>[17]</sup>和 Hall 等<sup>[35]</sup>的工作, 使湖沼学家们认识到, 食物链上层的生物 (主要为鱼类), 可通过食物链对食物链底层的生物 (如浮游植物) 及水体理化性质产生很大影响, 这种影响称为下行效应 (Top-down Effects), 又称为营养级串联效应 (Trophic-Cascading Effects)。早在 70 年代中期, 美国的 Shapiro 就提出了生物操纵 Biomanipulation 的概念, 即通过改变鱼类群落结构, 来调节浮游植物群落结构, 以改善水质<sup>[76]</sup>。这一概念实际上是利用下行效应来治理富营养化。到了 80 年代后期, 生物操纵的概念才受到广泛重视及应用, 人们开始采用湖沼学方法, 探讨鱼类、特别是食浮游生物鱼类对湖泊生态系统的作用<sup>[34,59,86]</sup>。这一概念的要点是, 由于食浮游生物鱼类的增长, 其食饵浮游动物数量下降, 故浮游植物在捕食物压力降低的情况下, 密度上升; 造成水质恶化, 促进了富营养化进程。故通过放养凶猛性鱼类以控制食浮游生物鱼类, 或直接除去食浮游生物鱼类, 使得浮游动物数量上升, 从而控制浮游植物生长。至 90 年代初, 利用生物操纵控制富营养化正在欧洲及北美多个湖泊获得不同程度的成功<sup>[15,44,60,86]</sup>。可以预测, 鱼类在湖泊生态系统中作用的研究, 将成为近期湖沼学研究的热点。

在欧洲及北美的食浮游生物鱼类, 基本上是颗粒性捕食者 (Particulate Feeder), 即鱼主要凭视觉捕食浮游生物, 鱼对食物的选择性较强, 基本上只捕食浮游动物。而我国长江中下游地区湖泊中大量放养的鲢、鳙, 则属滤食性 (Filter Feeder), 即浮游生物连同周围的水一同吸入口中, 通过鳃耙将食物过滤储留; 这类鱼对食的选择性较差, 兼食浮游植物及浮游动物。这些滤食性鱼类比颗粒性捕食者在湖泊生态系统中的作用更为复杂。它们由于捕食浮游动物, 可能导致浮游植物密度上升, 但同时又直接捕食较大的浮游植物 (在这点上, 他们又具有大型滤食浮游动物的功能)。在这类鱼过度养殖的水体中, 鱼类的捕食压力往往成为控制浮游生物群落的关键因子, 如浮游动物中的大型及行动迟缓的种类 (如 *Daphnia*) 被小型 (如轮虫, 原生动物) 或行动敏捷 (如 *Diaphanosoma*, *Moina*, *Copepoda*) 的种类代替; 另一方面, 浮游植物中的大型或形成群体的种类 (如 *Microcystis*) 被一些小型或单细胞种类所代替<sup>[77]</sup>。因此滤食性鱼类在湖泊中的作用, 可能与颗粒捕食鱼类的作用很不相同。并且, 在长江中下游地区, 湖泊的富营养化程度比多数欧洲及北美的湖泊要高的得多, 在高度富营养化水平下, 浮游动物能否有效地控制浮游植物仍是一个疑问<sup>[26]</sup>。

谢平等利用围隔实验, 对鲢、鳙在浮游生物群落的关系进行了初步探讨。他们发现, 投放了鲢、鳙的围隔, 蓝藻水华不出现, 而无鱼围隔中出现了蓝藻水华<sup>[77]</sup>。此外, 在出现蓝藻水华的围隔中, 加入高密度的鲢、鳙可使已形成的水华迅速消失<sup>[78,79]</sup>, 而在形成蓝藻水华的围隔中投入高密度的草鱼, 对水华无抑制作用<sup>[79]</sup>。因此, 这也暗示着另一种生物操纵方法的可能性, 即当湖泊的富营养化程度很高而又暂时得不到改善时, 可以利用鲢鳙来控制蓝藻“水华”这一富营养化最恶劣的表现形式。由于他们采用的围隔较小, 其结果是否具有普遍性尚难以肯定。在这方面有必要进行更系统深入的研究。

## 8. 关于浅水湖泊退化生态系统研究的近期主攻方向的预测

一个良好的湖泊生态系统应该是一个具有较高环境变化承受力的弹性系统, 应对环境的冲击具有一定的自我修复能力, 并通过自我修复有利于人类的生存活动。在以水质保护为主导战略的指导下, 通过探讨湖泊生态系统的退化 (尤其是湖泊自净能力衰减) 的机理及退

化湖泊生态系统的恢复与重建技术，建立一个具有“保护水质、兼顾渔业、适度开发、永续利用”功能的优化系统将成为我国内陆水体生物学研究的热点问题之一。浅水湖泊退化生态系统研究的近期主攻方向将包括：

①湖泊生态系统的主要生态过程及对干扰和胁迫的反应的研究。

广泛运用各种实验湖沼学方法（微生态系统实验、中生态系统实验及全湖实验），从各种不同的层次（个体、种群、群落和系统），对湖泊生态系统的主要生态过程进行先分解后综合的系统研究，主要包括：

- a. 水生高等植物对水体主要营养物循环的作用
- b. 草食性鱼类的放养对湖泊生态系统结构和功能的影响；
- c. 滤食性鱼类对浮游生物群落的影响及其与营养水平的关系；
- d. 浮游动物对浮游植物的控制作用及其与营养水平的关系；
- e. 微生物的分解在湖泊自净过程中的作用；
- f. 湖泊主要营养物的富集过程及其加速的机理；

通过对这些主要生态过程的研究，再结合历史资料的分析和进一步的长期观测，研究污水排放、渔业活动和水利工程等导致湖泊生态系统退化的机理，分析多种人类活动交互影响的关系，寻找导致湖泊生态系统退化的关键因子及地域分异特点，阐明湖泊生态系统的长期演变规律及对干扰和胁迫的反应特点，为退化湖泊生态系统的恢复与重建提供理论依据。

②建立评价湖泊生态系统退化及退化类型的指标体系

在陆地生态系统中，土地荒漠化被划分成不同的类型，有草地退化、旱作田质量下降、水浇地盐碱化及沙漠化等，而且有一定的评价指标，如土地荒漠化是指由于上述原因使土地生产力下降 25% 或以下，严重荒漠化和极端严重荒漠化是指土地生产力降低 25—50% 以上<sup>[12]</sup>。而关于湖泊生态系统退化的类型和评价指标都尚未划分和建立。

通过评价湖泊生态系统退化的指标体系的建立，及对各种类型的湖泊生态系统的长期演变规律的研究，充分利用现代数据管理、分析和综合的手段以及 GIS 等先进的信息分析工具，建立预测模型及预报系统，为防止或减缓湖泊生态系统的退化的宏观决策提供科学依据。

③退化湖泊生态系统的恢复与重建技术的研究

在对湖泊的主要生态系统过程及其对环境胁迫反应的生态学研究、特别是生态生理学研究的基础上，研究退化湖泊生态系统的恢复与重建技术，湖泊鱼类小型化的防止对策与技术，及湖泊加速富营养化的防止对策与技术等等。

通过以上研究，建立长期的预测预报系统，以防止或减缓湖泊生态系统的退化；提供退化湖泊生态系统的恢复与重建技术；形成我国湖泊生态系统持续利用的辅助决策报告，为国家宏观决策服务。

## 鸣    谢

刘健康研究员（中国科学院院士）、梁彦龄研究员、黄祥飞研究员和曹文宣研究员对文中内容提出了有益的参考意见。

## 参    文    献

[1]中国科学院水生生物研究所, 1988: 淡水渔业增产养殖新技术, 南昌: 江西科学出版社。

- [2]中国科学院水生生物研究所洪湖课题组(主编), 1991: 洪湖水体生物生产力综合开发及湖泊生态环境优化研究, 北京: 海洋出版社。
- [3]陈少莲、刘肖芳、华俐, 1991: 鲢、鳙在东湖生态系统氮、磷循环中的作用, *水生生物学报*, 15: 8-25。
- [4]陈洪达, 1990: 7-3: 放养草鱼对东湖生态系统的影响, *东湖生态学研究*(刘健康主编), PP: 388-395
- [5]湖北省水生生物研究所鱼类研究室, 1976: 长江鱼类, 北京: 科学出版社。
- [6]胡传林、黄祥飞(主编), 1991: 保安湖渔业生态和渔业开发技术研究论文集, 北京: 科学出版社。
- [7]梁彦龄, 1992(手稿): 从生态学看我国淡水渔业的现状和前景。
- [8]刘建康(主编), 1990: 东湖生态学研究, 北京: 科学出版社。
- [9]阮景荣(待发表): 鲢、鳙对微型生态系统的结构与功能影响的实验观测, *应用生态学报*。
- [10]徐卓然, 1987: 巢湖水域主要生态问题及其对策, *生态学研究*, 创刊号: 25-30,
- [11]孙顺才和黄漪平(主编), 1993: 太湖, 北京: 海洋出版社。
- [12]叶笃正(主编), 1992: 中国和全球变化预研究, 北京: 气象出版社。
- [13]饶钦止等, 1956: 湖泊调查基本知识, 北京: 科学出版社。
- [14]Barko J. W. et al., 1991: Sediment interactions with submerged macrophyte growth and community dynamics, *Aquat. Bot.*, 41: 41-65.
- [15]Benndorf F., 1987: Food web manipulation without nutrient control: a useful strategy in lake restoration? *Schweiz. Z. Hydrobiol.*, 49: 237-248.
- [16]Bjork S., 1972: Swedish lake restoration program gets results, *Ambio*, 1: 153-165.
- [17]Brook J. L. & Dodson S. I., 1965: Predation, body size, and composition of plankton, *Science*, 150: 28-35.
- [18]Brylinsky M., 1980: Estimating the productivity of lake and reservoirs, in: *The Functioning of Freshwater Ecosystem* (Le Cren, E. D. & Lowe-McConnel, R. H. ed.), Cambridge Univ. Press, Cambridge, London, pp. 411-453.
- [19]Canfield D. E. Jr., 1983: Effects of Hydrilla and grass carp on water quality in a Florida lake, *Wat. Res. Bull.*, 19: 773-778.
- [20]Carpenter S. R. (ed.), 1988: Complex Interactions in Lake Communities. New York, Springer-Verlag.
- [21]Carpenter S. R., 1991: Large-scale perturbations: opportunities for innovation, *Ecology*, 71: 2038-43.
- [22]Carpenter S. R. & Kitchell J. F., 1988: Consumer control of lake productivity, *Bioscience*, 38: 764-769.
- [23]Cole G. A., 1983: Textbook of Limnology, The C. V. Mosby Comp. London. pp. 401.
- [24]Cole J., Lovett G. & Findlay S. (ed.), 1991: Comparative Analyse of Ecosystems: Patterns, Mechanisms, and Theories. New York, Springer-Verlag.
- [25]Crisman S. F. & Kooijman F. M., 1980: Large-scale operations management test using the white amur at Lake Conway, Florida. Benthos, in: Proc. 14th Ann. Mtg Aquatic Plant Control Research and Operations Review. Vicksburg, MS: U. S. Army Corps Engineers Misc., A-80-3: 298-304.
- [26]Crisman T. L. & Beaver J. R., 1990: Applicability of planktonic biomanipulation for managing eutrophication in the subtropics, *Hydrobiologia*, 200/201: 177-185.
- [27]Denny P., 1987: Mineral cycling by wetland plants - a review, *Arch. Hydrobiol. Beih.*, 27: 1-25.
- [28]Edmondson W. T., 1991: The Use of Ecology: Lake Washington and Beyond. Seattle: University of Washington Press.
- [29]Edmondson W. T. & Litt A. H., 1982: Daphnia in Lake Washington, *Limnol. Oceanogr.*, 27: 272-293.
- [30]Eriksson J. E. et al., 1990: Hepatocyte deformation induced by cyanobacterial toxins reflects inhibition of protein phosphatases, *Biochem. Biophys. Res. Comm.*, 173(3): 1347-1353.
- [31]Falconer I. R. et al., 1983: Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue-green alga, *Microcystis aeruginosa*, *Med. J. Austral.*, 1: 511-514.
- [32]Frost T. M. et al., 1988: Scale in the design and interpretation of aquatic community research, in: *Complex Interactions in Lake Communities* (Carpenter S. R. ed.), pp. 229-260. New York, Springer-Verlag.
- [33]Goldman C. R. et al., 1989: Interannual fluctuations in primary production: meteorological forcing at two subalpine lake, *Limnol. Oceanogr.*, 34: 310-323.
- [34]Gophen M., 1990: Biomanipulation: retrospective and future development, *Hydrobiologia*, 200/201: 1-11.
- [35]Hall D. J. et al., 1970: An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities,

- Limnol. Oceanogr., 15:839–928.
- [36]Hambricht K. D. et al., 1991: Cape – limited piscivores, planktivore size refuges, and the trophic cascading hypothesis, Arch. Hydrobiol., 121:389–404.
- [37]Hariston N. G. Sr., 1989: Ecological Experiments: Purpose, Design, and Execution, Cambridge University Press.
- [38]Hasler A. D., 1964: Experimental limnology, Bioscience, 14:36–38.
- [39]Hasser S. B. et al., 1989: Toxicity of microcystin – LR, a cyclic heptapeptide hepatotoxin from *Microcystis aeruginosa* to rats and mice. Vet. Pathol., 26:246–252.
- [40]Honkanen R. E. et al., 1990: Characterization of microcystin – LR, a protein inhibitor of type 1 and type 2A protein phosphatase, J. Biol. Chem., 256:19401–19404.
- [41]Hrbacek J. et al., 1961: Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton assemblage, Verh. Int. Ver. Theoret. Angew. Limnol., 14:192–195.
- [42]IIED (The International Institute for Environment and Development and World Resources Institute), 1987: World Resources 1987, Basic Books, Inc., New York.
- [43]Jassby A. D. et al., 1990: Interannual fluctuations in primary production: direct physical effects and the trophic cascade at Castle Lake, CA, Limnol. Oceanogr., 35:1021–1038.
- [44]Jeppesen E. et al., 1991: Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic temperate lakes. I: cross – analysis of three Danish case – studies, Hydrobiologia, 200/201:205–218.
- [45]Kitchell J. F. (ed.), 1992: Food Web Management: A Case Study of Lake Mendota. New York: Springer – Verlag.
- [46]Kitchell J. F. & Carpenter S. R., 1993: Cascading trophic interactions, in: The Trophic Cascade in Lakes (Carpenter S. R. & Kitchell J. F. ed.), Cambridge Univ. Press, Cambridge, London, pp. 1 – 14.
- [47]Lacroix G. K. & Lescher – Moutoue F., 1991: Interaction effects of nutrient loading and density of young – of – the year cyprinids on eutrophication in a shallow lake: an experimental mesocosm study, Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 48:53–74.
- [48]Lazzaro X., 1987: A review of planktivorous fishes: their evolution , feeding behaviours, selectivity, and impacts, Hydrobiologia, 146 :97 – 167.
- [49]Lazzaro X. et al., 1992: Planktivores and plankton dynamics: effects of fish biomass and planktivore type, Can. J. Fish. Aquat. Sci., 49:1466 – 1473.
- [50]Lembi et al., 1978: The effects of vegetation removal by grass carp on water chemistry and phytoplankton in Indiana ponds, Trans. Am. Fish. Soc., 107:161 – 171.
- [51]Leslie A. J. Jr. et al., 1985: The effects of vegetation removal by grass carp and herbicides on the water chemistry of four Florida lakes, Freshwat. Biol., 15:587 – 596.
- [52]Likens G. E. (ed.), 1989: Long – Term Studies in Ecology. New York, Springer – Verlag.
- [53]Lindeman R. L., 1942: The trophic dynamic aspect of ecology, Ecology, 23:399 – 418.
- [54]Magnuson J. J. & Bowser C. J., 1990: A network for long – term ecological research in the United States, Freshw. Biol., 23:137 – 143.
- [55]Matson P. A. & Carpenter S. R. (ed.), 1990: Statistical analysis of ecological response to large – scale perturbations, Ecology, 71 :2037 – 2068.
- [56]Matsushima et al., 1990: In vitro and in vivo effects of protein phosphatase inhibitors, microcystins and rochalasin, on mouse skin and fibroblasts, Biochem. Biophys. Res. Comm., 171(2):867 – 874.
- [57]Mazumder A., 1990: Effects of fish and plankton on lake temperature and mixing depth, Science, 247:312 – 315.
- [58]McIntosh R. P., 1985: The Background of Ecology, Cambridge University Press.
- [59]McQueen D. J. et al., 1992: Confounded impacts of planktivorous fish on freshwater biomanipulations, Arch. Hydrobiol., 125:1 – 24.
- [60]Meijer M. L. et al., 1989: Restoration by biomanipulation of Lake Bleiswijkse Zoom (The Netherlands): first results, Hydrobiol. Bull., 23:49 – 57.
- [61]Miley W. W. et al., 1979: The effects of grass carp ( *Ctenopharyngodon idella* Val. ) on vegetation and water quality in three central Florida lakes, Report of Fla. Dept. Nat. Res., Div. Res. Manag., Bureau Aquat. Plant Res. and Control, 119

- pp.
- [62]Miller A. C. & King R. H., 1984: Large scale operations test of the use of the white amur for control of problem aquatic plants Report 5, Synthesis Report, Tech. Dept. A - 78 - 2. Vicksburg, MS: Aquatic Plant Control Program. U. S. Army Corps of Engineers, 132 pp.
- [63]Miller H. D. & Boyd J., 1983: Large scale management test of the use of the white amur for control of problem aquatic plants: Rep. 4, Third Year Poststocking Results. Vol. VI: the water and sediment quality of Lake Conway, Florida, Tech. Rept. A - 78 - 3, Jacksonville, FL: U. S. Army Corps of Engineers, 91 pp.
- [64]Miller H. D. & Potts R., 1982: Large - scale operations management test of the use of the white amur for control of problem aquatic plants; Report 3, Second Year Post - stocking Results, Volume VI: The water and sediment quality of Lake Conway, Florida. Tech. Rept. A - 78 - 2. Vicksburg, MS: U. S. Army Corps of Engineers, 79 pp.
- [65]Mills K. H. & Schindler D. W., 1987: Preface, Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44 (Suppl. 1):3 - 5.
- [66]Mirura G. A., 1991: Hepatotoxicity of microcystin - LR in fed and fasted rats, Toxicon, 29(3):337 - 346.
- [67]Mirura T. (ed.), 1989: East Lake: A phytoplanktivorous Fish Dominated Lake Ecosystem, Kyoto University, Japan.
- [68]Mitchell C. P. et al., 1984: Limnological changes in a small lake stocked with grass carp, New Zealand J. Mar. Freshwat. Res. 18: 103 - 114.
- [69]Nishiwaki - Matsushima R., 1991: Structure - function relations of microcystins, liver tumor promoters, in interaction with protein phosphatase, Jpn. J. Cancer Res., 82:993 - 996.
- [70]Richard D. I. et al., 1984: Phytoplankton responses to reduction and elimination of submerged vegetation by herbicides and grass carp in four Florida lakes, Aquat. Bot., 20:307 - 319.
- [71]Runnegar M. T. C., 1987: Injury to hepatocytes induced by a peptide toxin from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*, Toxicon, 25 (11):1235 - 1239.
- [72]Runnegar M. T. C., 1991: The uptake of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin by isolated rat hepatocytes, Toxicon, 29: 43 - 51.
- [73]Schindler D. W., 1980: Evolution of the experimental lake project, Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37:313 - 319.
- [74]Schindler D. W., 1988: Experimental studies of chemical stressors on whole lake ecosystems, Verh. Internat. Verein. Limno. , 23:11 - 41.
- [75]Schindler D. W. et al., 1990: Effects of climatic warming on lakes of the central boreal forest, Science, 250:967 - 970.
- [76]Shapiro J. et al., 1975: Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration, Proc. Symp. Water Quality Management through Biological Control, pp. 85 - 96. Gainsville.
- [77]Shei P. & Liu J., 1991: Studies on the influence of planktivorous fishes (silver carp and bighead carp) in a shallow, eutrophic Chinese (Donghu Lake) using enclosure method, Annual Report of FEBL, 1990:15 - 24.
- [78]Shei P. & Liu J., 1992: Studies on the influences of planktivorous fishes(silver carp and bighead carp) on the "water bloom" in a shallow, eutrophic Chinese lake ( Lake Donghu) using enclosure method, Annual report of FEBL, 1991:21 - 24.
- [79]Shei P. et al., 1993: An enclosure experiment on the influence of three "domestic" carps, silver carp, bighead carp and grass carp, on the "water bloom" in a shallow, eutrophic Chinese Lake ( Lake Donghu), Annual Report of FEBL, 1992:13 - 20.
- [80]Small J. W. et al., 1985: The effects of vegetation removal by grass carp and herbicides on the water chemistry of four Florida lakes, Freshwat. Biol., 15:587 - 596.
- [81]Soto D. & Hurlbert S. H., 1991: Long - term experiments on calanoid - cyclopoida interactions, Ecol. Monogr., 61:245 - 265.
- [82]Straskraba M., 1965: The effect of fish on the number of invertebrates in ponds and streams, Mitt. Int. Ver. Limnol. , 13 :106 - 127.
- [83]Stryer D. J., Glitzenstein S., Jones C. G., Kolasa J., Likens G. E., McDonnell M. J., Parker G. G. & Pickett S. T. A., 1986: Long - term ecological studies: an illustrated account of their design, operation, and importance to ecology, (Occasional Publication No. 1.) Millbrook, New York: Institute of Ecosystem Studies.
- [84]Terrell T. T., 1982: Responses of plankton communities to the introduction of grass carp into some Georgia ponds, J. Freshwat. Ecol., 1:395 - 406.

- [85]Thienemann A. , 1931:Der Productionsbergriff in der Biologie, Arch . Hydrobiol. ,22:616 – 622.
- [86]Van Donk E. et al. , 1989: Food – web manipulation in Lake Zwemlust: positive and negative effects during the first two years, Hydrobiol. Bull. ,23:19 – 34.
- [87]Van Dyke J. M. et al. , 1984: The effects of the grass carp on the aquatic macrophytes of four Florida lake, J. Aquat. Plant. Manage. , 22:87 – 95.
- [88]Walters C. , 1986: Adaptive Management of Renewable Resources, New York: Macmillan.
- [89]Wetzel G. R. , 1979: The role of littoral zone and detritus in lake metabolism, Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. , 13: 145 – 161.
- [90]Wetzel G. R. , 1983: Limnology, 2nd Edition. Saunders, Philadelphia, 860 pp.
- [91]Winfield I. J. , 1991: Fishes, waterfowl and eutrophicated ecosystems: a perspective from a European vertebrate zoologist, Mem. Ist. Ital. Idrobiol. ,48:113 – 126.
- [92]Yoshizawa s. et al. , 1990: Inhibition of protein phosphatases by microcystin and nodularin associated with hepatotoxicity, J. Cancer Res. Clin. Oncol. , 116:609 – 614.

## 12 矿业废弃地恢复生态学的理论与实践

蒋高明

(中国科学院植物研究所, 北京 100093)

### 1. 问题的提出

恢复生态学 (Restoration Ecology) 是指对退化生态系统 (degraded ecosystem) 或破坏的生态系统或废地 (destroyed ecosystem, or waste land) 进行人工恢复途径研究的科学。它最早由西欧学者提出, 当时的研究对象是人类采矿活动后留下来的各类废弃地。目前恢复生态学在全球发展十分迅速, 是生态学服务于实践的典型。退化生态系统或被破坏的生态系统或废地是由于自然条件的变化, 尤其是人为活动的干扰, 使生态系统逆向演替的结果。因采矿所造成的各类退化生态系统或废地就是这种类型。

许多重要资源 (如煤、砖) 都是取自地表或地下, 因此, 使人类生活基础的地表遭到破坏。从人类文明开始以来, 这一现象就一直存在。但工业革命的过程导致了土地破坏程度加深并由局部发展为广泛。由于人类对资源的要求增加和开发的规模急剧增长, 在轻率地进行开发获得直接效益的过程中, 无论是建厂和采矿, 几乎或完全不考虑对土地的破坏, 对这种破坏所诱发的对生态系统的破坏更是考虑得很少。

这一现象最早出现在欧洲<sup>[7]</sup>, 因而这里的累积效应也出现得最早。尽管有些有识之士奔走相告, 但因开矿业发展有显著的经济效益, 所以他们的忠告并未引起关注。直到工厂破损消失后留下无用的废地或地面塌陷造成的废地后, 人们才开始关注环境问题。特别是第二次世界大战后, 工业化使废地产生的速度增加。英国南威尔士阿贝芬 1966 年发生的一场灾难引起了人们的极大关注, 这实际上是一场塌陷灾害, 是由堆积在山上的高高的煤矿岩石突然倾滑下来造成的, 由于山下村庄毫无警觉, 因此整个学校被摧毁, 116 个孩子和 26 个成年人全部死亡。这场灾难唤醒了公众, 人们越来越感觉到对这些矿业废弃地进行整治必要了。

我国的土地恢复问题非常严峻, 表现在以下几个方面的问题亟需解决:

1.1 可耕地减少<sup>[1,4]</sup> 目前我国耕地面积约占世界总耕地面积的 7%, 养育着约占世界总人数 23% 的人口。耕地分布不平衡, 大部分集中在东部季风区。华北平原、长江中下游平原、四川盆地和珠江三角洲的耕地约占我国总耕地面积的 50—60%。耕地质量及由此产生的生产率也存在差异。据 1981—1985 年的统计资料表明: 16.8% 的耕地属高生产率水平, 平均产量为  $6000\text{kg ha}^{-1}$ ; 46.4% 属中等生产水平, 平均产量为  $2250—6000\text{kg ha}^{-1}$ ; 33.8% 属低生产率水平, 平均产量  $<2250\text{kg ha}^{-1}$ 。

1.2 沙漠化严重 我国沙漠和沙漠化土地总面积  $>1.3$  亿公顷, 占总土地面积的 13.5%。主要分布在西北干旱、半干旱地区。在过去几十年里, 土地沙漠化愈演愈烈。如位于鄂尔多斯高原南缘半干旱地带的毛乌素沙地, 直接受到沙漠南移运动的影响。在过去 300

年中，由于自然植被的加速破坏，一个约 60km 宽的移动沙带已出现在长城沿线。

**1.3 水土流失和土壤侵蚀** 目前资料表明<sup>[3]</sup>，土壤侵蚀总面积>1.5 亿公顷，占总土地面积的 15.6%。我国的黄土高原由于原始地貌特点、黄土性状、降水特征以及地表面人类经济活动的影响，这一地区已受到严重的土地侵蚀和塌陷。黄河每年从这一地区携出 16 亿吨泥沙。高原的地形也在不断地变化，地面由于被冲蚀切割，变得愈加支离破碎。黑龙江拓居地带的老垦区，由于土地的粗放利用，又缺乏水土保持措施，约 50% 的耕地受到严重的土壤侵蚀。在约 100 年的时间里，有近 1/4 的耕地流失其一半的肥沃黑土耕层，有些地区表土层已荡然无存，裸露出黄色的母质。

**1.4 土地盐碱化** 由于种种原因，我国约有 1/5 的耕地受到一定程度的盐碱化影响。盐碱化总面积>3300 万公顷，仅次于澳大利亚、原苏联和阿根廷。其中盐碱化耕地约 667 万公顷，主要分布在东部季风区和沿海地带；未开发盐碱土地>2500 万公顷，分布在我国西北地区和干旱、半干旱地区<sup>[1]</sup>。

**1.5 矿业废弃地增加** 我国采矿约占用土地面积 200 万公顷。据估计，我国目前由于采矿而废弃的土地速率为 2 万公顷/年。预计到本世纪末这个速率将超过 3.3 万公顷/年。造成采矿废弃地的主要原因是采矿废弃物堆积、开采和挖掘的废坑道、遗留下的杂乱无章的场所和破旧建筑，而造成最大面积的土地破坏则是由于塌陷而引起的。地下采矿造成的地面塌陷对土地的破坏程度参见表 1。为了避免走西欧国家先污染后治理的弯路，必须在经济发展的同时，对造成的各类废弃地进行全面的恢复。

表 1 我国地下采矿对土地的破坏程度

省或区	土地破坏面积 (ha)
山东、江苏、安徽、河北	24000
开滦	8000
徐州	2700
淮南、淮北	470

## 2. 矿业废弃地恢复的一般原则

矿业废弃地是指那些因采矿（煤矿、金属矿、非金属矿、采石场、采沙场等）活动造成的对矿场及周围土地破坏而留下的一类废地，这类废地若不经人为改造较难在短的时间内生长植物和支持生态系统。其表土层被严重剥蚀和损害，而代以生土或非土壤物质（如煤矸石、金属矿尾石或沙石等），生境条件十分恶劣。这类废弃地的土地恢复面临的问题较多<sup>[9,10,39]</sup>，从生态学的角度出发，需要经过直接或间接的改良措施后，才能恢复植被和生态系统。

对于一般人来讲，尤其是从事市政建设的工程技术人员，废弃地的恢复并没有什么科学而言，它仅是一个简单的技术问题，无非是寻求实现下述原则的永久性的且经济的处理途径：

①使土地表面稳固；②控制污染；③改善视觉感受；④对地面稍做改动以吸引人们使用它，从而避免人们对这类土地产生不良的感受；

除此之外，因为这类土地本身也是有使用价值，所以做为废弃地恢复的原则，还应加

上<sup>[11]</sup>:

⑤提高生产力，最终实现实际恢复生物群落的目的，这些群落也可能是新添的；⑥增加生物多样性；⑦实现生态系统自我维持的功能。

在实际应用中，只有上述少数目标能够达到，例如，对于高速公路的工程师来讲，只要地面牢固即可，顶多再改善一下视觉效果（即适当绿化）。但在澳大利亚沙石采矿场，他们考虑恢复的原则就不只是这些，而是尽量恢复原来有的东西，尤其是生态系统功能的恢复。只有做到这些，才是真正恢复。

在确定恢复的目标和实现这些目标之间还有很大的差距。在所有上述目标中，唯有植被覆盖的途径才是最重要的，尽管还可能有譬如覆盖沥青水泥的办法。因为只有恢复植被，才能是真正的生态学恢复。植被一旦建立后，动物和微生物才能赖以生存，生态系统就能够自我维持。

这类植被应当具备两个最基本的特性，首先是其结构，然后是它的功能。结构意味着种类多样性及其自然和生物属性的复杂性，它也可能很简单，简单到由单优种组成的群落如盐生植被；也可能很复杂，复杂到象热带雨林那样种类繁多，生机勃勃。植被的功能是指：植物群落是生态系统中能流和物质循环的主导者，同时提供动物、微生物生存的场所和食物；给人类提供美化、净化和改善环境的能力（如植被覆盖可减少地温、增加空气湿度；减少CO<sub>2</sub>含量和增加O<sub>2</sub>含量等）。矿业废弃地经植被覆盖后，既能使环境得到改善，又在某种程度上恢复了宝贵的土地资源，在经过一定程度的植被本身的改良后，还可以复用做农田，从而实现恢复耕地的目标。

### 3. 矿业废弃地恢复面临的主要生态学问题

#### 3.1 表土层破坏

实现矿业废弃地恢复的目标并不是件容易的事，因为这类废弃地的土壤被严重破坏，或土壤已根本不存在；即使存在，表土结构太坚实或过于松散是主要的形态问题。对于生态恢复来讲，第一步就是要在土壤上做文章。只有把土壤或类土壤物质改良到植被能够生长时，才能够谈恢复，因为土壤可以没有植被而存在，而尚没听说过植被没有土壤也能够存在（除非人工条件下的无土栽培）。因而在恢复过程中起初用到的物质就非常重要，它可以决定生态系统恢复的程度，和自我维持的能力以及在实现这种过程中采用的必要措施。

尽管有众多的初始材料可以使用，从采石场剩下的岩石到铝土矿场残留的红泥土，矿业废弃地发生的地区可以从冻原一直到热带雨林，但这些初始材料所能起到的作用都必须满足4个基本的条件：①提供一种植物能够自然生根和伸展的介质；②充足的水分；③充足的营养物质；④解除毒性。矿业废弃地主要问题和解决的办法可参阅表2。

寻找限制植物生长的土壤因素和解决途径的一个最好的办法，也是非常实用办法之一，就是观察在废弃地上的自然植被演替过程，如在煤矿废弃地上，既使不经任何改良措施，这类“土壤”上也会经长期风化后形成一些类土壤物质，一些草本植物能够首先侵占进来，然后是灌木和乔木，这些过程需要40—60年的时间，通过这种观察和进一步分析，可对类似的废弃地进行恢复，这种演替可在煤矿废弃地<sup>[18,29,24]</sup>、采石场废弃地<sup>[32]</sup>、高岭土矿<sup>[27,28]</sup>及铁矿废弃地<sup>[25]</sup>上见到。

#### 3.2 存在限制植物生长的物质

一些矿业废弃地可能会出现重金属含量过高, pH 值太低或盐碱化等问题, 这给恢复工作带来困难。有些可通过土壤养分调节等一些简单技术措施治理, 但有些区域必须采取特殊的措施。土壤 pH 太低是一个普遍问题, 这在煤矿废弃地中更为严重<sup>[15,16]</sup>。这主要是因硫化铁氧化后产生硫酸的缘故。治理这个问题只需利用石灰石来中和, 中和之前要测定一下硫化物的含量, 以便添加适量的石灰石。

表 2 矿业废弃地恢复面临的主要问题及解决途径  
(仿 Bradshaw, 1983)

	要素	问题	暂时解决途径	长期解决途径
物理性质	结构	太紧实	刨松	植被覆盖
		太松散	压实或覆盖细颗粒物质	植被覆盖
	稳定性	不稳定	使稳定	降级使用
	湿度	太湿	排水	排水
营养物质	大量元素	氮磷缺乏	施肥	豆科植物
	微量元素	其他元素缺乏	施肥	施肥
有害物质	pH	太高	施煤矿废弃物或有机物	风化
		太低	石灰石或淋洗	石灰石或淋洗
	重金属	太高	有机肥或耐重金属污染的植物	植物覆盖或耐重金属植物
	盐分	太高	风化或灌溉	耐盐种类或品种
动植物	野生植物	不存在或稀少	采集种子并播种或散发含这些植物种子及繁殖体的土壤播种	保证合理的抚育措施
	人工植物	不存在	播种	合理抚育
	动物	繁育很慢	引进	保护生境

部分区域土壤中存在重金属污染问题<sup>[2,6,25,26,36-38]</sup>。这主要是因为在金属矿废弃地上, 微量的铜、铅、锌就能完全阻止植物生长, 所以长期以来金属矿废弃地的土壤较为贫瘠。不仅肥力不足, 而且由于风蚀、水蚀的作用, 使这里成为严重的污染源。通常利用惰性物质覆盖的方法来治理此类废弃地, 这些覆盖物可由矿区内的无毒废渣经过加工处理后获得。在此类废弃地上种植耐重金属污染的植物也是一个简单而有效的方法<sup>[36,38]</sup>。这些方法是经过多方寻找和实验比较后挑选出来的。种植前按土壤化学分析结果进行养分调节。

### 3.3 缺乏营养元素

许多废弃地中几乎没有植物可利用的养分<sup>[13,17,19,35]</sup>, 施肥仅为临时改良方法, 并没有解决根本问题。一些废弃地含氮量较低<sup>[13,17]</sup>。在自然生态系统中, 植物吸收的氮素是由土壤中积累的巨大氮素的有机库提供的(温带可达  $1000\text{kg N ha}^{-1}$ ), 显然, 仅靠添加肥料是无法达到这一水平的。如添加富氮的有机物(如污泥)可解决这一问题, 但最经济和简便的方法是种植豆科植物和其他固氮植物, 这些植物每年可积累氮  $150\text{kg ha}^{-1}$ , 通常在农业生产中广泛使用; 在造林区域, 可选用固氮树种单独种植或与其它非固氮树种混合种植。但因固氮树种对缺磷条件敏感, 应注意调节。废弃地中也可能缺乏其他养分, 如废弃地中磷处于化合物中或被分解释放, 使植物无法吸收; 而沙土地中可能缺乏钾。因此, 在对废弃地恢复之前应对土壤进行适当分析, 以便了解土壤养分状况。

### 3.4 生物因素

因为采矿对生物的生存环境产生了根本破坏，从群落演替的角度来讲，这类废弃地处于演替过程的裸地阶段。对植物生长有利的土壤动物如蚯蚓、线虫等因为没有植物根系及植物残余物而大部分消失，土壤微生物的数量也因此大大减少；能够传播种子或果实的鸟类，因为矿山人为活动的加剧，以及矿区绿色植被的消失，也很少在这类地区分布。因而，除了上述土壤条件变劣外，生物种类的减少或丧失给矿业废弃地恢复带来了更加不利的影响。所幸的是作为植物传播体的种子、孢子、部分带翅果实，在废弃地周围还可大量存在，只不过这要求在附近（1~数公里）尚有未被破坏的植被。这些传播体可以通过风力、水动力、动物或人为作用带到废弃地上来，只要土壤条件适宜，仍能出现植物群落，这些群落以草本植物为主。在煤矿废弃地上可以看到自然发生的群落演替，但所需的时间很长约（10~50年），木本植物的出现所需的时间更长。对矿业废弃地，必须经过人工的处理，才可以促进植物群落的演替。

就生物因素而言，废弃地周围存在大量的种源十分重要，在实际中经常看到在废弃地周围，生态系统中一些种子或繁殖体传播到此，在一些适宜条件下萌发并能够生存下来。尤其是那些具匍匐茎的种类，能够延伸到很远的地方。对一些难以恢复的废弃地如岩石裸露区，正确使用一些匍匐、攀缘种类（草本及木本植物均有），也是废弃地恢复的一个重要措施；除植物外，动物（尤其是鸟类）在种子或繁殖体的传播过程中也起到重要的作用。

#### 4. 矿业废弃地恢复技术

##### 4.1 覆盖土壤

对任何类型的矿业废弃地来讲，最简便的办法就是覆盖土壤，这种办法能够解决上述所面临的各种问题。对于正在开采的矿来讲，首先要把挖出的土壤保护好，然后等挖完矿后，再把这些土回填，待植被覆盖后完整的生态系统就能够恢复了，这种办法对小片的废弃地是很实际的。在改换土壤时面临的主要问题是土壤层的厚度，和尽量不破坏土壤的物理结构。对于前者主要是考虑到植物根系能够自然延伸，一般对于草本层这种厚度可以较浅，比如1m即可保证，但对于木本植物，土壤层还应更厚。由于覆盖土壤的费用是很高的，因而在实践中恢复的程度一般取决于恢复的费用；对于后者，在生产中较难做到，主要是在搬运和填土过程中因层次混乱或混入采矿废弃物质，不可避免地造成土壤结构的破坏。但植物一旦建立后，土壤的结构仍可恢复。

##### 4.2 物理处理

在许多情况下，土壤是不能引进的或更换的，因为费用太高，这条路走不通。废弃地本身的物质经过一定程度的直接处理后可以达到恢复的目标，这些方法在表2中进行了归纳。直接处理也是快速恢复生态系统的有效途径，包括物理处理和化学处理（施肥以改良土壤）。这些办法也是具有启示性的，它不仅指出了生态恢复是多途径的，更重要的是它揭示了生态恢复要满足的主要生态因子。如果它们之中的任何一种生态因子不能满足的话，恢复也是失败的。

在废弃地恢复中克服物理因子的不足常被一些实干家所采纳。如在紧实的土层上，挖松土壤深达1m，并形成20cm深的耕作层，种植一些作物或草本植物。土壤表面经过细心的调整后成为种子适宜的苗床，选择适宜的播种季节就可播种种子。这样处理后基本满足了种子萌发的要求（种子萌发三要素即适宜的温度、充足的水分和充足的氧气）。

在实践中还可通过对播种过程的改良实现高的萌发率，即种子处理，如将种子裹在含有水分保持剂肥料的混合物中。这类种子不需掩埋，仅撒露在地面即可，这也是物理处理的一种方法。种子萌发后的植物生长与土壤物理结构关系很大，在英格兰煤矿废弃地恢复中常可发现。例如，经过人工改良的土壤，由于粘土类物质没有除去，在植物生长一段时间后重又变得粘不透气，从而限制了根系的发展。解决的办法可以增加冰川冻土类矿物，这些物质松散、多孔。增加大块的石灰石也是一条途径，但大块石灰石分解的速度较慢，对酸性物质中和作用下降，粉碎的石灰石易分解，但对土壤物理性质的改良差。实践中，一条重要的经验是生物改良土壤物理性质，就是引进蚯蚓。蚯蚓类有助于土壤形成良好的团粒结构，并且蚯蚓可把地表下面的熟土搬运到地面上来。

#### 4.3 添加营养物

考虑了土壤的物理性质后，生态学家们面临的下一步的问题就是土壤营养成分了，废弃地对营养物质的需要是很明显的。因为大部分废弃物质（如煤矿及金属尾矿）和类土壤物质是很少含氮的，自然界中的氮素主要分布在表土层，是生物作用的结果；磷也往往是缺乏的，无论是有效态还是全量。

提供营养物质的方法也很简单，只是通过施入含有氮、磷、钾的肥料即可。问题是矿业废弃地对这些营养物质的需求量很大，必须年年施肥，否则恢复就要失败。为什么会出现这样的问题？仅通过一个简单的计算便可得知，自然生态系统中对氮的需要及生产力见表3。可以看出中等生产力水平的生产力是  $5000\text{kg ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ ，其对氮的需求大约是  $100\text{kg N ha}^{-1}$ ，比任何其他元素需要量要大。引起氮缺乏的原因是，首先氮不是土壤矿物成分，其二是它的来源主要是靠有机体的分解。自然生态系统中氮的供应能力主要决定于有机体的分解速率和土壤对氮的富集能力（表4）。

表3 不同生态系统的生产力和对营养元素的需要量

（引自 Bradshaw, 1983）

营养元素含量 (%)	生产力水平 ( $\text{kg ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ )			
	1000	5000	10000	20000
N	2.0	20	100	200
K	1.1	11	55	110
Mg	0.51	5.1	26	51
Ca	0.26	2.6	13	26
P	0.18	1.8	9.0	18
生态系统类型	冻原和荒漠	生产力中等 的温带森林	生产力较高的温带 森林或较低的雨林	热带雨林

对于一个生产力中等的温带森林生态系统而讲，其每年的生产力为  $5000\text{kg ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ ，要满足这样一个生产力水平，土壤供氮的能力应该是  $1600\text{kg ha}^{-1}$ （以植物年需求量  $100\text{kg N ha}^{-1}$ ，土壤氮素年分解速率为  $1/16$  计算）。尽管这个数字在高岭土废弃地上可能要小一些<sup>[27,28,33]</sup>，然而在实际废弃地恢复中，每年施入的氮素还低于此值，甚至连  $100\text{kg N ha}^{-1}$  却不能保证。因为土壤经淋溶后氮素损失，所以在矿业废弃地恢复中，如果不使用生物措施，氮素是经常缺乏的，必须依靠施肥。

在实践中使用含氮肥较高的有机肥或底泥，都是些好办法，但最好的办法是种植豆科植

物，因为任何豆科植物在上述生产力水平下都可以固定  $100\text{kg N ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$  的氮素，以满足生长需要。这种办法是解决废弃地氮素缺乏的最根本措施。

另外容易缺乏的元素是磷，虽然对一些废弃地如煤矿废弃地和采石场，磷可能是不缺乏的，但处于被固定状态，因而在实际恢复过程中，施磷肥也是必须的。

#### 4.4 去除有害物质

在退化生态系统或废弃地恢复过程中，有害物质的毒性起着严重的阻碍作用，例如在金属矿受重金属污染地区，很少发育植被而保持裸地状态，所能生长的植被仅仅是那些耐重金属污染的种类，在这种废弃地上植被自然演替的时间在几个世纪以上<sup>[9]</sup>。很显然，在这类地区重建植被，如不采取处理毒性危害措施肯定要失败。

对重金属污染的废弃地实验处理表明，植物生长的前提是先锋种类必须是重金属忍耐种并施加肥料，这种途径是非常成功的<sup>[36~38]</sup>。处理的效果基本接近自然状态，但是所呈现的一般是简单的生态系统（因为种类并不丰富），并且由于养分循环被重金属毒性抑制而使生长量减少，反复施肥亦不能去除这种危害。因而，保证生态系统的养分循环的正常功能是重金属污染废弃地处理的关键。

要得到这样的生态系统，必须彻底解除重金属毒性。起初，人们认为覆盖有机物可以降低重金属的有效性，但几年以后，这种效果降低，原因是随着有机物的分解，重金属毒性卷土重来。后来，人们设想覆盖一层惰性物质阻挡毒性物质向上移动，并使其不影响根系向下扎<sup>[37,39]</sup>。

尽管如此，由于重金属本身的特性，对金属矿废弃地的直接处理总不能都近人意。但是正如以上所说，选择重金属废弃地的自然演替种做为耐忍种是最成功不过的，这要在其他类似地区留心观察。那怕是这类植物经历了上千年的自然演替才成为重金属废弃地成功的种类，也应值得推广，因为只有它们才能使重金属污染的废弃地重新生长植被。

#### 4.5 增加种类

在自然生态系统的发展过程中，种类的侵入是很慢的，但它们可从环境的改善中得以稳定，这种改善主要是通过选择种类实现的，使土壤的物理及化学性质得到改良，从而可缩短演替的周期<sup>[14,21,22]</sup>，这种现象可在高岭土废弃地自然演替中看到<sup>[27,33]</sup>。豆科固氮植物，如 *Ulex europeus*，是木本植物侵入前的一个重要种，没有这类植物，木本植物难以侵入。

一般地，自然演替过程中种的侵入是很缓慢的，因为它的成活与否主要是看它能不能适应演替系列的生境。在自然植被重建生境过程中，可借助人的力量增加适当的种，从而加速演替。种类的选择首先是看其是否适应，适应在哪个阶段。为了方便，人们往往把适应不同阶段的种类都加进去，这听起来似乎很简单，但实际上，有些后期阶段的种难以成活。

在增加种的过程中，首先要考虑种的成活能力，为此增加一些保护种是非常需要的，其次是施肥以保证成活。如一些植物发育早期需要遮荫环境，就需要考虑在这个阶段种植一些阳性的种类，待被保护的种类根深蒂固后，就可单独生长发育。总之，增加种类可缩短自然演替过程，从结构和功能上，实现生态系统的自我完善，最终达到矿业废弃地恢复的目的。

### 5. 煤矿废弃地的恢复途径

由于煤矿废弃物中富含石英、粘土、富铁白云石、硅化物及硫化铁，因而其形成的所谓土壤就含有较高的酸性成分和交换性盐分，但缺乏营养元素，其物理性能也较差。在过去几

十年中，不少学者尤其是英国的学者针对上述问题做了大量研究<sup>[13,15-20,24,30,34-35]</sup>，试图使煤矿废弃地实现植被恢复。这些方法包括表土覆盖、添加石灰石、施肥和特殊的管理措施等。作者曾于1991—1992年在英国利物浦大学，与号称现代恢复生态学之父的英国著名生态学家A. D. Bradshaw教授合作进行有关研究，下面就以英格兰圣·海伦斯煤矿废弃地为例<sup>[5,23]</sup>，介绍有关植被恢复的方法，以图在我国有所启示。

### 5.1 煤矿废弃地自然演替状况

圣·海伦斯煤矿废弃物堆放历史为7—42年，因而植被自然演替处于不同的阶段、按照自然演替的结果，可将其分成6种生境类型：Site 1代表最近堆放的废弃地裸地；Site 2代表先锋种类匍匐剪股颖（*Agrostis stolonifera*）所占领的地方，同时也可见到稀疏的*A. capillaris*；在Site 3，除了上述两种，尚可发现*Hypochaeris radicata*，*Plantago lanceolata*，*Juncus effusus*，*Tussilago farara*，*Calluna vulgaris*等；Site 4代表更密更高大的草本植物群落，主要种类有*Holcus lanatus*，*Dactylis glomerata*，*Dactylorhiza fuchsii*，*Lotus corniculatus*，*Trifolium repens*，*T. pratense*，*Achillea millefolium*，*Cerastium fontaum*等；在Site 5，除高大的草本植物外，灌木和树木也侵占进来，主要种类有*Galium saxatile*，*Crateagus monogyna*，*Salix caprea*，*S. cinerea*，*Calluna vulgaris*，*Betula pendula*等。

在本区进行植被恢复的重点是加速裸地的恢复，使其能够尽快生长植被。为此，要发现其存在的主要问题和筛选适宜的植物，在发现存在问题时，采集裸地土壤Site 1进行化学分析和栽培试验，同时采集生长*Agrostis stolonifera*的Site 2和种类更加丰富的Site 3土壤进行对比试验，试验结果如下。

### 5.2 煤矿废弃地植被恢复存在的主要问题

大量研究表明，N、P、Ca等<sup>[13,18-20,30]</sup>营养元素缺乏，以及Na、Mg<sup>[30]</sup>、Fe<sup>[15,16]</sup>和酸性物质<sup>[15,16]</sup>过多是影响煤矿废弃地植被恢复的主要因素。本研究也发现了同样的问题，例如，裸地pH为3.0，可溶性N、P含量仅为0.27ppm和0.016ppm；有植被的土壤N、P条件较好，pH值亦较高，但与正常土壤相比，仍含有非常高的Mg（表4）。

表4 圣·海伦斯 Bold Moss Tip 煤矿废弃地土壤pH值与营养元素含量及与正常土壤之比较  
(土壤营养元素为可溶性成分)

	pH	K	Ca	Mg	P	NH4-N	Na
Site 1	3.0	138	412	1200	0.016	0.28	84
Site 2	5.5	740	220	1013	4.8	0.25	125
Site 3	6.8	1160	304	1275	6.1	0.24	325
植物生长所需	低	5.0	100	50	5	2	—
营养水平	高	7.5	300	2000	300	20	—

土壤的强酸性是限制植被恢复的最关键因素，对一些植物种子的萌发和分蘖节生长有影响。当pH<3时，*Agrostis stolonifera*、*A. Capillaris*和*Holcus lanatus*等先锋植物的种子均不能萌发（图1）。影响种子萌发的因素主要是水分、氧气和温度，实验条件下水分和温度都能达到要求，但煤矿废弃物中高含量的FeS<sub>2</sub>等使土壤呈强酸性，处于厌氧状态；从死亡的幼根呈黑色来看，氧气不足也是影响种子萌发和根系成活的关键因素。另外，种子萌发过程中胚和胚乳进行许多复杂的生化反应，这些反应必须在一定的酸碱条件下进行，pH过低会影响酶的活性，从而影响种子发芽。

未经处理的废弃裸地，前两种植物的分蘖节1个月后即死亡，而栽植在有植被土壤上的分蘖节则能够成活，并使干物质量升高（表5）。这种结果主要是与两种土壤的pH差异有关，分别为2.7（强酸性）和6.1（近中性），而营养元素和重金属差异则很小（表5）。尽管栽植在Neston（英格兰一城市，其煤矿废弃地裸地含有与圣·海伦斯接近的土壤pH值）上的这两种植物的分蘖节也能成活，但种子却不能萌发，即使萌发幼苗也不能成活（表6）。

表5 从未经处理的Bold Moss Tip和Neston煤矿废弃地收获的  
*Agrostis stolonifera* 和 *A. capillaris* 干物质量 ( $\text{g m}^{-2}$ , n=3)

地点	来自种子			来自分蘖节			来自种子			来自分蘖节		
	S	R	T	S	R	T	S	R	T	S	R	T
Site 1	0.0	0.0	0.0	132.2	94.6	226.8	0.0	0.0	0.0	198.2	115.8	314.0 <sup>1)</sup>
Site 2	36.8 <sup>a</sup>	69.9 <sup>a</sup>	106.7 <sup>a</sup>	285.5 <sup>c</sup>	191.8	447.3 <sup>c</sup>	36.3	62.8 <sup>b</sup>	99.1	216.7	340.1 <sup>c</sup>	556.8 <sup>c</sup>
Site 3	9.7	9.0	18.7	163.4	188.4	351.8	8.5	23.1	31.6	222.3	284.7	507.0
Neston	0.0	0.0	0.0	263.2	109.4	372.6	0.0	0.0	0.0	290.7	255.1	545.8

S. 地上部 R. 根 T. 整株 1) 干枯分蘖节重 a.p<0.05 b.P<0.01 c.P<0.001

表6 以16种方式处理的Bold Moss Tip和Neston煤矿废弃地收获的  
*Agrostis stolonifera* 干物质量 ( $\text{g m}^{-2}$ , n=3)

地点	Site 1			Site 2			Site 3			Neston		
	S	R	T	S	R	T	S	R	T	S	R	T
石灰石+N	35.1	48.4	83.5	108.5	120.7	229.2	86.9	106.1	193.0	424.9	310.7	735.6
石灰石+P	43.1	61.7	104.8	46.4	85.1	133.5	61.8	75.9	147.7	239.5	215.8	445.3
石灰石+NP	28.9	44.4	73.3	127.5 <sup>c</sup>	146.5 <sup>c</sup>	274.0 <sup>c</sup>	52.2	57.4	109.6	215.4	186.8	402.2
石灰石	53.8	71.3	125.1	102.3	106.0	208.3	39.9	87.8	127.7	232.5	247.3	479.8
石膏+N	0.0	0.0	0.0	76.9	70.7	147.6	45.4	73.0	118.4	0.0	0.0	0.0
石膏+P	0.0	0.0	0.0	58.2	92.4 <sup>c</sup>	150.6 <sup>c</sup>	50.9	90.2	141.1	101.9	105.0	206.9
石膏+NP	0.0	0.0	0.0	53.7	62.5	116.2	42.7	97.6	130.3	284.9 <sup>a</sup>	187.4 <sup>a</sup>	472.3 <sup>b</sup>
石膏	0.0	0.0	0.0	61.7	87.4	149.1	36.5	69.5	105.0	118.6	151.9	270.5
水洗+N	0.0	0.0	0.0	40.0	62.5	102.5	60.4	80.3	140.7 <sup>c</sup>	0.0	0.0	0.0
水洗+P	0.0	0.0	0.0	27.0 <sup>c</sup>	40.5	67.5	25.8	61.4	87.2	23.6	11.8	35.4
水洗+NP	0.0	0.0	0.0	121.7	116.0	237.7	50.0	73.3	123.3	13.8	6.5	20.3 <sup>1)</sup>
水洗	0.0	0.0	0.0	38.6	74.7	112.3	22.4	48.6	71.0	0.0	0.0	0.0
氮	0.0	0.0	0.0	85.1	98.6	183.3	24.8	59.2	183.8	0.0	0.0	0.0
磷	0.0	0.0	0.0	57.2	103.0	160.2	34.4	49.9	84.3	1.2	3.0	4.2 <sup>1)</sup>
氮磷	0.0	0.0	0.0	92.2	117.1	209.3 <sup>c</sup>	43.1	72.2	115.3	4.0	3.3	7.7 <sup>1)</sup>
空白	0.0	0.0	0.0	30.4	72.4	102.8	39.4 <sup>a</sup>	92.1	132.5	0.0	0.0	0.0

S, R, T, a, b, c 和 1) 注释同表5。

营养元素缺乏，尤其是N、P、Ca缺乏是影响煤矿废弃地植被恢复的第二位因素，试验证明在pH偏低的裸地土壤上施了肥，仍不能使种子萌发。但是，在幼苗生长过程中施肥可以起到重要作用。过量的Mg、Na、Fe造成的毒害作用可能会限制植物在煤矿废弃地上生长，但在水洗实验中未被证实，煤矿废弃物水洗后植物干物质量增加不多（表6）。这很可能

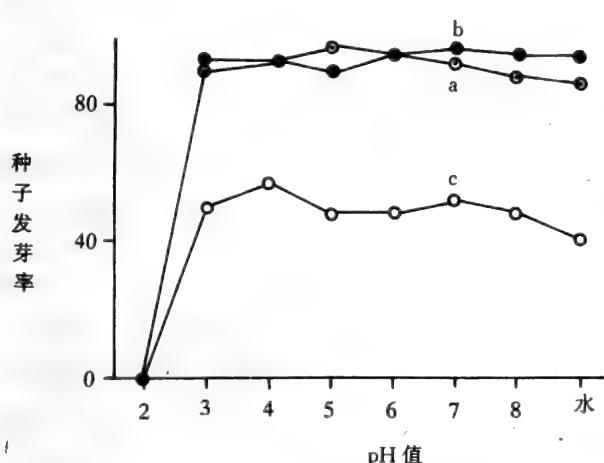


图1 不同pH水溶液对*Agrostis stolonifera* (a),  
*A. capillaris* (b), *Holcus lanatus* (c)  
种子萌发率的影响

能由于Mg和Fe与煤矿废弃物中的粘土、有机物结合成难分解物质，水洗不易去除。

### 5.3 煤矿废弃地植被恢复的途径

#### (1) 增加石灰石

石灰石 在煤矿废弃地改良中起两方面的作用。其一，中和土壤强酸性，从而促使种子萌发。因为实验所用的石灰石是经过粉碎的，它在酸性环境中极易分解，从而中和酸性，*Agrostis stolonifera* 种子萌发率在石灰石用量 5  $t \cdot ha^{-1}$  时即可达到 65% (图2)；其二，提供Ca质，Ca在这类土壤中严重缺乏，这种作用在石灰石与肥料混合使用时效果更明显。

仅施用石灰石对煤矿废弃地裸地也有显著的改良作用，如 Site 1 和 Neston 施入 20  $t \cdot ha^{-1}$  石灰石后，干物质量分别从 0 增加到 125.1  $g \cdot m^{-2}$  和 479.8  $g \cdot m^{-2}$  (表6)。

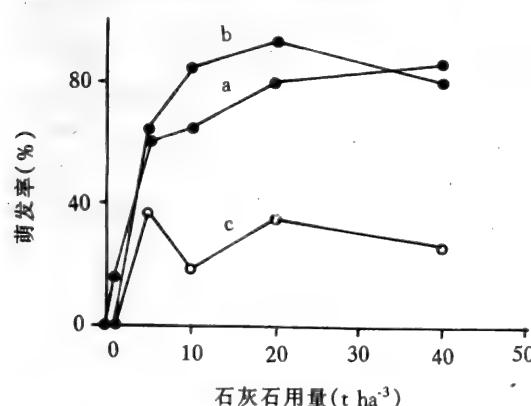


图2 石灰石用量对*Agrostis stolonifera* (a),  
*A. capillaris* (b) 和 *Holcus lanatus* (c)  
种子萌发率的影响

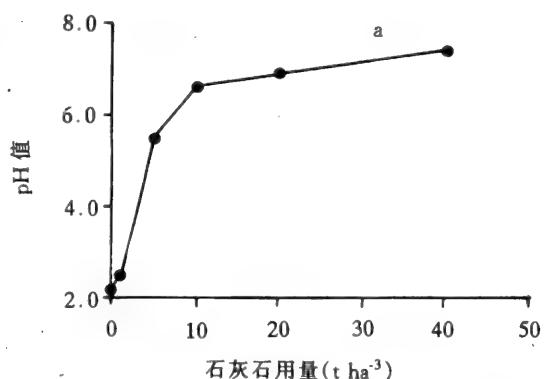


图3 石灰石用量与煤矿废弃地 pH 值的关系

#### (2) 施肥

N 和 P 混合使用与石灰石一起可使 Site 2 的干物质显著增加。但仅施肥料似乎对 Site 1 无作用，因为种子仍不能萌发，在 Neston 也如此，尽管有少量种子萌发，但幼苗不能成活。因而，可认为肥料在煤矿废弃地植被恢复中所起的作用是可促进幼苗生长，但不能促进种子在裸地上萌发。

与空白实验比较，N、P 分别施用对有植被生长的土壤 (Site 2, Site 3) 的改良作用并

不明显，但 N、P 一起施用对 Site 2 的效果极显著 ( $p < 0.001$ , 表 6)。因而证明圣·海伦斯废弃地缺乏 N 和 P 两种元素。关于肥料对 *Agrostis stolonifera* 和 *Agrostis capillaris* 分蘖节的作用需要深入的研究。因为种植在裸地上的分蘖节死亡，而在植被土壤上能够成活并使干物质量增加 (表 5)。有必要证明土壤是由于强酸性，还是缺乏营养元素，或盐分限制了分蘖节成活。如果分蘖节能在施入肥料而不施石灰石的裸地上成活并生长发育，将会使煤矿废弃地恢复的费用大幅度降低。建议适宜的施肥量为氮肥  $75\text{kg N ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ ，磷肥为  $50\text{kg P ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ 。

### (3) 利用先锋种类

由于煤矿废弃地的生境十分恶劣，仅有少数先锋植物能够成活，尽管经过人工改良“土壤”后，在恢复过程中仍需要利用先锋植物才能保证成功。以草本植物最佳，待先锋植物定居后再引进灌木及乔木种类。在英国西海岸，由于气候湿润，雨量充沛且分配均匀，自然出现的先锋种类为 *Agrostis stolonifera*、*A. capillaris* 和 *Holcus lanatus*，这在我国干旱及半干旱地区不一定适宜，应据自然演替的观察寻找适宜的先锋种类。

另外，本实验还使用了石膏以增加 Ca 质，水洗以去除过量的 Na、Mg、Fe，但效果都不显著 (表 6)，在实践中不宜推广。

## 6. 结语

恢复生态学最早是由西欧学者提出，其最初的动机是对采矿业所留下的各类废弃地（煤矿、金属矿、非金属矿、采石场、采沙场等）进行生态学恢复，进而扩大到对不同类型的自然、半自然退化生态系统的研究，成为当今生态学的热门领域之一。矿业废弃地恢复的最终目标是实现生态系统自我维持的功能，增加生物多样性，但要实现这个目标还有很大的难度，主要是由于矿业废弃地表土被严重破坏，土壤中存在限制植物生长发育的物质，缺乏营养元素，其物理性能也很差。因此要实现对矿业废弃地的恢复，需要采取一些特殊的技术处理措施，如改换土壤、直接处理、物理处理、添加营养物质、去除有害物质、增加生物种类等。以煤矿废弃地为例，存在的限制植物生长的主要因素是土壤强酸性，缺乏 N、P 元素和存在大量的盐分等，据此可采取施加石灰石中和土壤酸性、施肥以增加矿质营养元素等，并利用先锋植物等措施以实现对这类废弃地的恢复。

## 参 考 文 献

- [1] 李文华, 1994: 持续发展与资源对策. 自然资源学报, 9: 97–106.
- [2] 张志权、蓝崇钰, 1994: 铅锌矿尾矿场植被重建的生态学研究 I. 尾矿对种子萌发的研究. 应用生态学报, 5: 52–56.
- [3] 陈国南, 1987: 2000 年我国耕地资源的可能变化及其对策. 水土保持学报, 3: 1–5.
- [4] 周佩华、李银锄、黄义端等, 1988: 2000 年中国水土流失趋势预测及防治对策. 中国科学院西北水土保持研究所集刊, 7: 57–72.
- [5] 韩纯儒, 1990: 中国农村环境的近年变化趋势. 生态学报, 10 (1): 37–44.
- [6] 蒋高明、Putwain, P. D. & Bradshaw, A. D., 1993: 英国圣·海伦斯 Bold Moss Tip 煤矿废弃地植被恢复实验研究. 植物学报, 35: 551–962.
- [7] Bradshaw, A. D., 1990: 西欧废地的管理和恢复. 生态学报, 10: 28–36.
- [8] Bradshaw, A. D., 1983: The reconstruction of ecosystems. Journal of Applied Ecology, 20: 1–17.
- [9] Bradshaw, A. D., 1984: Ecological principles and land reclamation practice. Landscape Planning, 11: 35–48.

- [10] Bradshaw, A. D. & Chadwick, M. J., 1980: *The Restoration of land*. Berreley: University California Press.
- [11] Bradshaw, A. D., 1987: *The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems*. pp. 53–74 in Jordan W. R. et al Eds. *Restoration Ecology*. Great Britain: Cambridge University Press.
- [12] Brooks, D. R., 1987: *The reclamation of derelict land and the sand mining on North Stradbroke Island, Queensland*. in *Landscaping and Land Use Planning as Related to mining Operations*, pp. 93–104. Adelaide: Australasian Institute of Mining and Metallurgy.
- [13] Cornwell, S. M. & Jackson, M. L., 1968: The availability of nitrogen to plants in acid coal – mine spoil. *Nature*, 217: 768–769.
- [14] Crocker, R. L. & Major, J., 1955: Soil development in relation to vegetation and surface age of Glacier Bay, Alaska. *Journal of Ecology*, 43: 427–428.
- [15] Costigan, P. A., Bradshaw, A. D. & Gemmell, R. P., 1981: The reclamation of acidic colliery spoil waste. I. Acid Production Potential. *Journal of Applied Ecology*, 18: 865–878.
- [16] Dacey, P. W. & Colbourn P., 1979: An assessment of methods for the determination of pyrite in colliery spoil. *Reclamation Review*, 2: 113–121.
- [17] Dancer, W. S., Handley, J. F. & Bradshaw, A. D., 1977: Nitrogen accumulation in Kaolin mining wastes in Cornwall. I. Natural communities. *Plant and Soil*, 48: 153–167.
- [18] Elias, C. O., Morgan, A. L., Palmer, J. P. et al., 1982: *The establishment, maintenance and management of vegetation on colliery spoil sites*. University of York: Derelict Land Research Unit.
- [19] Fitter, A. H. & Bradshaw, A. D., 1974: Response of *Lilium perenne* and *Agrostis tenuis* to phosphate and other nutritional factors in the reclamation of Colliery Shale. *Journal of Applied Ecology*, 11: 597–608.
- [20] Gemmel, R. P., 1973: Colliery Shale revegetation techniques. *Surveyor*, 6: 27–29.
- [21] Hall, I. G., 1957: The ecology of disused pit heaps in England. *Journal of Ecology*, 45: 689–720.
- [22] Jansen, I. J., 1981: Reconstructing soil after surface mining of Prime agricultural land. *Mining Engineering*, 6: 312–314.
- [23] Jiang Gaoming, Putwain, P. D. & Bradshaw, , 1994: Response of *Agrostis stolonifera* to limestone and nutritional factors in the reclamation of colliery spoils. *Chinese Journal of Botany*, 6 (2): 155–162.
- [24] Kohnke, H., 1950: The reclamation of coal mine spoils. *Advanced Agriculture*, 2: 317–349.
- [25] Leisman, A., 1957: A vegetation and soil chronosequence on the Mesabi Iron Range Spoil Banks Minnesota. *Ecological Monographs*, 27: 221–245.
- [26] Massey, H. & Barnhisel, R. I., 1972: Copper, nickel and zinc released from acid coal – mine spoil materials from Eastern Kentucky. *Soil science*, 18: 601–610.
- [27] Marrs, R. H. & Bradshaw, A. D., 1982: Nitrogen accumulation, cycling and the reclamation of China clay wastes. *Journal of Environmental Management*, 15: 139–157.
- [28] Marrs, R. H., Roberts R. H. & Bradshaw A. D., 1980: Ecosystem development on reclaimed China clay wastes. I. Assessment of vegetation and capture of nutrients. *Journal of Applied Ecology*, 17: 709–718.
- [29] Nicholls, O. W., Provan, D. J., Cole, M. M. et al., 1965: Geobotany and geochemistry in mineral exploration in the Dugald River area, Cloncurry District. *Australia Transactions of the Institute of Mining and Metallurgy*, 74: 695–799.
- [30] Richardson, J. A., 1975: Physical problems of growing plants on colliery waste. In: Chadwick M. J. et al Eds. pp: 275 – 285. *The Ecology of Resource Regeneration and Renewal*. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- [31] Richardson, J. A., 1984: An early reclamation of colliery waste heaps re – examined. *Scottish Forestry*. 38: 115–121.
- [32] Roberts, R. P. & Bradshaw, A. P., 1985: The development of a hydraulic seedling technique for unstable sand slopes. II. Field evaluation. *Journal of Applied Ecology*. 22: 979–994.
- [33] Roberts, R. D., Skeffington, R. H. & Bradshaw, A. D., 1981: Ecosystem development on naturally colonized China clay wastes. I. Vegetation changes and overall accumulation of organic matter and nutrients. *Journal of Ecology*. 69: 153–161.

- [34] Sawyer, L. E., 1946: Indian strip-mine plantings. *Journal of Forestry*, 44: 19–21.
- [35] Schavilje, J. P., 1941: Reclaiming Illinois stripmined coal lands with trees. *Journal of Forestry*, 38: 714–719.
- [36] Smith, R. A. H. & Bradshaw, A. D., 1970: Reclamation of toxic metalliferous waste using to lerant population of grass. *Nature*, 227: 367–367.
- [37] Smith, M. A. (ed), 1985: Contaminated Land: Reclamation and treatment. New York: Plenum.
- [38] Smith, R. A. H. & Bradshaw A. D., 1979: The use of metal tolerant plant populations for the reclamation of metalliferous wastes. *Journal of Applied Ecology*, 16: 595–612.
- [39] Williamson, N. A., Johnson, M. S. & Bradshaw, A. D., 1982: Mine Wastes Reclamation. London: Mining Journal Books.

中科院植物所图书馆



S0003394

2001.5.28.

赠送

49.00

58.181

27283

285

中国退化生态系统研究

1995年

借者单位	借者姓名	借出日期	还书日期
中科院植物所	王立生	1月31日	
中科院植物所	王立生	1月31日	

58.181

285

27283



ISBN 7-5046-2163-3

定价：49.00 元

